

**Felszínborítási változások elemzése a Duna–Tisza köze
középső részén, különös tekintettel a tájhasználati
anomáliákra és a természetvédelemre**

Doktori (PhD) értekezés

Dóka Richárd

Témavezető:

Dr. Kevei Ferencné Dr. Bárány Ilona

Professzor emerita

Földtudományok Doktori Iskola

Szegedi Tudományegyetem, Természettudományi és Informatikai Kar

Éghajlattani és Tájföldrajzi Tanszék

2019

Szeged

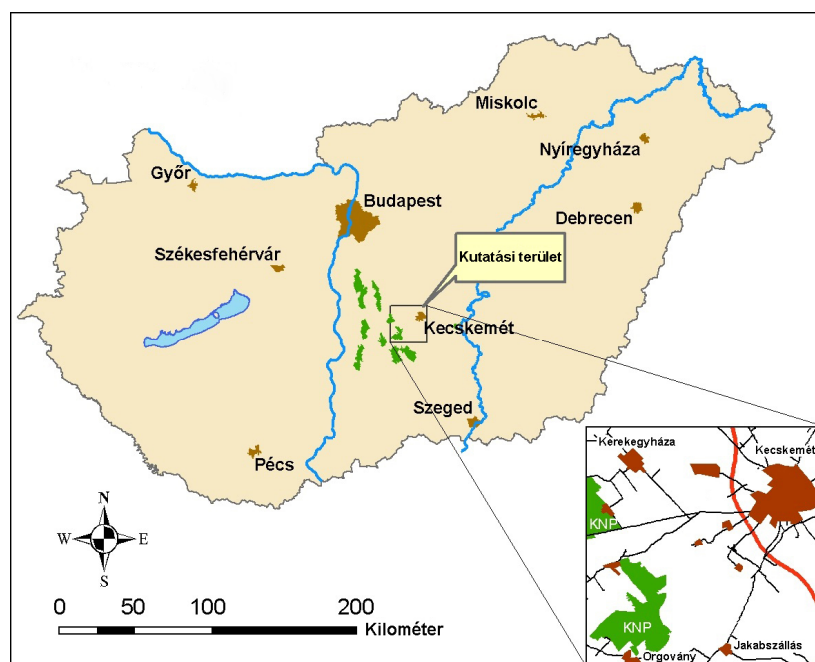
Tartalomjegyzék

1. Bevezetés, kutatási célkitűzések	3
2. Szakirodalmi előzmények, elméleti háttér	5
2.1. A tájak társadalmi-gazdasági hasznossága és a természeti tájpotenciálok tájvédelmi jelentősége	5
2.2. Tájhasználati és felszínborítási változások (LCLUC) Kecskemét térségében, felszínborítási stabilitás	9
2.3. A tájhasználat és felszínborítás ökológiai alkalmassága, a tájhasználati anomália fogalma.....	11
2.4. A tájvédelem néhány főbb sajátossága és hazai intézményes gyakorlata	16
3. A kutatási terület tájföldrajzi helyzete és hagyományos tájtípusai	21
4. Kutatási módszerek	22
4.1. Felhasznált forrás-adatbázisok	22
4.2. A termékenységi- és biológiai tájpotenciálok minősítésének módszerei.....	26
4.3. A felszínborítási adatbázisok felépítése, valamint a felszínborítási stabilitás és a felszínborítás időbeli változatosságának a meghatározása.....	28
4.4. A különböző idejű felszínborítások és a felszínborítás stabilitásának és időbeli változatosságának összevetése a természeti adottságokkal.....	30
4.5. A vízjárta területek tájhasználati anomáliáinak vizsgálata	31
4.6. A szórványhálózat sűrűségi változásának elemzési módszere.....	34
5. Eredmények és megvitatásuk	34
5.1. Heterogén természeti alapstruktúra: a kutatási terület természeti tájtípusai	34
5.2. A termékenységi és a biológiai tájpotenciálok értékelése.....	39
5.2.1. A természeti tájtípusok eltérő termékenységi potenciálja, a mezőgazdasági hasznosítás lehetőségei és korlátai	39
5.2.2. A kiemelkedő biológiai és tájképi potenciált képviselő, természetközeli területek lehatárolása.....	44
5.3. A tájhasználat és felszínborítás változása, a természeti- és szocioökonómiai tényezők szerepe a tájfejlődésben.....	46
5.3.1. Felszínborítás a 18. század végén (1783).....	46
5.3.2. A 19. század közepéig történő felszínborítási változások (1783–1864)	48
5.3.3. A 19. század második feléig lezajló felszínborítási változások (1864–1883).....	50
5.3.4. A 2. világháborút megelőző időszakig bekövetkezett felszínborítási változások (1883–1930-as éve közepe).....	51
5.3.5. Az 1950-es évek második feléig történő felszínborítási változások (1930-as évek közepe - 1959).....	55
5.3.6. Felszínborítási változások a szocializmus alatt.....	58
5.3.7. A közelmúlt felszínborítási változásai 2009-ig.....	62
5.3.8. A felszínborítás stabilitása és időbeli változatossága.....	69
5.3.9. A gyepek és a vizes élőhelyek felszínborítási stabilitása, közelmúltbeli változásaik	71
5.3.10. Az erdők, a szántók és a kertkultúrák területek stabilitása a 19. század végétől..	74
5.4. A vízjárta területek tájhasználatának anomáliái.....	75
5.4.1. A természetes vízborítások területi változása	77
5.4.2. A vízjárta területek tájhasználati anomáliái a 19. század végén (1881–83).....	78
5.4.3. A vízjárta területek tájhasználati anomáliái az 1930-as évek közepe táján	78
5.4.4. Az 1950-es évek második felének tájhasználati anomáliái a vízjárta területeken .	80

5.4.5. A rendszerváltást követő évek vízjárta területeket érintő tájhasználati anomáliái.	80
5.4.6. A közelmúlt tájhasználati anomáliái a vízjárta területeken.....	82
5.4.7. A vízjárta területek tájhasználati anomáliáinak összegző értékelése	83
5.5. A tanyarendszer és a szórványhálózat sűrűsödési változásai.....	85
5.6. A tájhasználati és felszínborítási változások tájvédelmi szempontú értékelése.....	86
Összefoglalás	96
Felhasznált irodalom.....	102
Summary	116
Mellékletek (Ábrák)	121
Mellékletek (Képek)	151

1. Bevezetés, kutatási célkitűzések

A tájökológia hagyományos feladata a tájak szerkezetének, működésének, változásának komplex, a természeti-, környezeti- és a társadalmi-gazdasági tényezőket integráltan elemző, inter- vagy transzdiszciplinális vizsgálata. A disszertációban bemutatott kutatás egyik fő célkitűzése volt, hogy egy nagy vonásokban egységes társadalmi-gazdasági és tájtörténeti keretek között fejlődő, alapvető természeti vonásait (hátsági helyzet, egyenetlen síkság) tekintve homogén tájrészlet **komplex** – funkcionális, strukturális és történeti megközelítésű – **tájelemzését** mutassa be. A mezoregionális szinten viszonylag egységes adottságok mellett, a **térinformatikai módszerekkel** vizsgált tájrészlet kisebb, lokális léptékben már meglehetősen heterogén társadalmi-gazdasági és természeti szempontból is. A **Duna–Tisza közí hátság 25×25 kilométeres részére kiterjedő kutatási területen** (1. ábra), a lokális léptékben érvényesülő sajátosságok és a tájfejlődést differenciáló tényezők markánsan voltak megragadhatók. A **Kecskemétet is magában foglaló kutatási terület** a város, annak peremzónája és a rurális tájrészek **eltérő fejlődési útjainak, sajátosságainak** feltárására és bemutatására is alkalmasnak bizonyult. Az egyenlőtlen tájfejlődést jól mutatja, hogy **az antropogén hatáserősség szerinti valamennyi tájtípus**: természeti, kezelt, megművelt, szuburbán és urbán tájtípusok (Forman–Godron 1986) **megtalálható a kutatási területen**.



1. ábra. A kutatási terület elhelyezkedése

Az ezredforduló után került a tájökológiai kutatások homlokterébe a tájhasználat és felszínborítás változásának kutatása (ami a vizsgálataim középpontjában is áll). Ma már széles körben használt a két fogalom. A tájhasználat és felszínborítás szakkifejezést a nemzetközi szakirodalomban gyakran összevontan használják: „**land use and land cover**” (LULC, tájhasználat és felszínborítás), illetve „**land use and cover change**”, „**land cover and land use change**” stb. (LCLUC, LUCC, LUC tájhasználati és felszínborítási változás, pl. Turner et al. 1994, Lambin et al. 2001, Tian et al. 2014, Chang-Martínez et al. 2015, Gavrilidis et al. 2015, Szabó et al. 2015, Feranec et al. 2016). A szemléletbeli különbséget jelenti, hogy míg a tájra gyakorolt antropogén hatások és a felhasználási célok a tájhasználatban összegződnek,

addig a hozzá szorosan kapcsolódó felszínborítás a táj vizuális megjelenését, fizikai állapotát fejezi ki elsősorban (Bičík et al. 2015). Kutatásaim elsősorban a *felszínborításra és annak változására* fókuszálnak, azokat *ökológiai-tájtörténeti szemlélettel és tájvédelmi céllal* értékelik a vizsgált területen, a 18. század legvégétől napjainkig terjedő időszakra vonatkozóan. Ebben az időszakban ment végbe a tradicionális, majd a 2. világháború előtti tájak átformálódása és poszt-modern tájjá alakulása (Antrop 2005), mely sajátos körülményeket teremtett a mai kor tájvédelme számára.

A *természeti adottságok* felszínborítási változásokban, *tájváltozásokban betöltött kiemelkedő szerepének bemutatása érdekében elemeztem* azok koronként eltérő érvényesülését, *tájpotenciálként való kihasználásuk időbeli változását*. Különös figyelmet fordítottam *a természeti korlátozó tényezőkre*. A kutatási terület *természeti tájtípusainak és ezek sajátosságainak a meghatározását* a természeti alapstruktúra és tájműködés jellemzőinek megismerése, valamint a *tájfejlődést differenciáló hatások feltárása érdekében végeztem el*. A természeti adottságok – beleértve a természeti korlátozó tényezőket – tájhasználatra és felszínborításra gyakorolt hatásának jobb megértése céljából a természeti tájtípusokat a legjellemzőbb tájhasználati módok (mező-, erdő- és vízgazdálkodás, települési célú beépítés) szempontjából értékeltem.

Az általam *kvantitatíve kifejezett felszínborítási változásokat* a tájhasználat változását és annak okait leíró *társadalomtudományi (társadalomföldrajzi, történettudományi, néprajzi stb.) valamint az ökológiai szemléletű tájtörténet-kutatási eredményekkel* állítottam párhuzamba. A történeti és aktuális tájállapotokat bemutató térképek, térinformatikai adatbázisok alapján számítható eredményekből a tájváltozásokat befolyásoló *szocioökonómiai hajtóerők, mozgatórugók* minőségére és *jelentőségére* is következtettem. A felszínborítást és a természeti tényezőket (a természeti tájtípusok, termőhelyi adottságok, természetes vízborítások) bemutató térképek összevetése, kvantitatív elemzése az adottságok hatásainak, a természeti tájpotenciálok érvényesülésének értékeléséhez vezettek. A Duna–Tisza közére vonatkozó különböző szakirodalmi előzmények szintetikus elemzése és saját eredményeimmel való összehasonlítása az összefüggések mélyebb megértését is szolgálták.

A kutatás során választ kerestem arra is, hogy a *felszínborítás stabilitása és időbeli változatossága* (adott helyen, különböző időkben előforduló felszínborítási típusok száma) *térben milyen mintázattal jelenik meg*. Vizsgáltam, hogy mely tényezők befolyásolják e mintázatok struktúráját, és hogy az eredmények milyen tanulsággal szolgálnak tájértékelési és tájvédelmi szempontból.

A felszínborítással, annak stabilitásával kapcsolatban további fontos, tájvédelmi aspektusú kérdések is felmerülhetnek:

- *hogyan változott* a közelmúltban a hagyományos tájelemeket jelentő *tanyák és az új típusú szórványok elterjedése* a különböző adottságú tájrészekben (elérhetőségi szempontból kedvező, illetve kedvezőtlen területek, városi peremzóna, rurális tájrészek)?
- *vannak-e* a vizsgált tájrészben *a kertkultúrának* olyan, *tradicionálisan szőlő-*, illetve *gyümölcsültetvényként* művelt termőterületei, melyek kultúrtörténeti jelentőségüknél fogva a tájvédelem számára is értéket hordoznak?
- *milyen okai* vannak a *hosszú időn át stabil*, ám a közelmúltban beavatkozással érintett *felszínek átalakításának*?

A természetközeli területek meghatározott és kiemelkedően fontos körét jelentik a vizes élőhelyek és vegetációtípusok (mocsarak, lápok, nedves gyepek, vízhatás alatt álló szikesek), melyek a tartósan (éveken átnyúlóan) *vízzel borított és az időszakosan vízjárta területeket* (továbbiakban együtt: vízjárta területek) jellemzik a térségben. A vízjárta területek antropogén felszínalakítástól mentes, hagyományos tájhasználat (bolygatatlansága), stabil felszínborítása a természetvédelem (és tájvédelem) szempontjából alapvetően fontos, ezért vizsgáltam, hogy

hol, mikor és milyen arányban fordult elő mégis a felszín megbolygatásával járó tájhasználatuk.

A 2. világháborút megelőzően fennálló, „hagyományos” tájak ökológiai adottságokon nyugvó tájstruktúrájától való eltérés és a ***vízjárta területek*** víztöbbletéből, belvizességéből adódó korlátos hasznosíthatóság miatt a felszínalakítással, bolygatással járó hasznosítást ***tájhasználati anomáliának*** tekintettem. A környező, száraz területek vízhatás-mentessége a hasznosítás ellentmondásosságát, észszerűtlenségét támasztja alá hosszabb távon.

A fent vázolt kutatási területen ***terepi élőhelyfelmérést*** is végeztem, mely alapján a tájvédelem számára alapvető fontosságú természetközeli területeket (élőhely-együtteseket) határoltam le. A fenti kérdésekkel is összefüggésben a tájműködés megértése, a tájstruktúrák és a tájváltozást befolyásoló, vagy meghatározó tényezők feltárása, a tájfejlődés irányainak megismerése elengedhetetlen annak érdekében, hogy a tájban megjelenő, védendő értékeket, és ezek veszélyeztetettségét meghatározhassuk, a ***felszínborítási változások tájvédelmi konzekvenciáit*** megállapíthassuk. A kutatási terület aktuális tájvédelmi helyzetének értékelése a kutatás végső célkitűzése volt.

2. Szakirodalmi előzmények, elméleti háttér

A számos részterületre tagolható tájökológia tudományterülete napjainkra rendkívül népszerűvé és szerteágazóvá vált, ami az ilyen témájú szakfolyóiratok és publikációk tömeges megjelenését eredményezte. A terjedelmi korlátok miatt a szakirodalmi előzmények közül ezért azokat a legfontosabb nemzetközi és hazai eredményeket emeltem ki az alábbiakban, melyek a kutatásaim tárgyához, céljaihoz és szemléletmódjához a legközelebb állnak és a vizsgált tájrész elemzéséhez a legszükségesebbek. Ehhez a tájak társadalmi-gazdasági hasznosságának koncepcióit (1), a felszínborítási változások és stabilitás releváns szakirodalmi előzményeit (2), valamint a tájhasználati konfliktusok és az alkalmassági vizsgálatok (3) témaköreit tekintettem át. A hazai tájvédelem (4) szemléletmódjának ismertetésére bővebben is kitértem, kisebb nemzetközi kitekintés mellett.

2.1. A tájak társadalmi-gazdasági hasznossága és a természeti tájpotenciálok tájvédelmi jelentősége

A tájpotenciálok (környezeti potenciálok) különböző szempontú tájértékelések (pl. mezőgazdasági, tájvédelmi stb.) alapjai lehetnek. A nemzetközi és a hazai szakirodalomban is –a potenciál-fogalomnak legalább kétféle értelmezése létezik. Lóczy Neef megfogalmazását idézi, miszerint a potenciál az erőforráshoz tartozó valamely adottság (Neef 1966), utalva arra, hogy az valamely erőforrás vagy többféle erőforrás együttes teljesítőképességének a ***mértékét*** is jelentheti (Lóczy 2002). Mezősi értelmezése szerint az erőforrások és adottságok együtt alkotják a potenciálokat (Mezősi 1985, 2008). Megfogalmazása szerint adottságok alatt a táj azon elemeinek, tényezőinek a halmazát értjük, amelyek kapcsolatban ***állhatnak***, az erőforrások alatt pedig azokat, amelyek kapcsolatban ***állnak*** a társadalom termelő- és fogyasztó tevékenységével (Mezősi 2003). Ilyen értelemben használják a szerzők a két fogalmat Bastian és Schreiber szakkönyvében is (Bastian–Schreiber 1999). A ***potenciális*** adottságok erőforrásként való ***tényleges*** kihasználása az adott kor műszaki színvonalának és a társadalom értékrendjének is a függvénye (Mezősi 2003).

A tájpotenciálokat aszerint minősítjük, hogy a táj milyen mértékben képes egy adott emberi szükségletet illetve igényt kielégíteni. A tájpotenciálok és a tájhasználat közötti kapcsolat kétirányú: egyrészt a tájhasználat során a tájpotenciál hasznosul kisebb-nagyobb

mértékben a társadalom és a gazdaság számára, másrészt a tájhasználat által kiváltott tájváltozások erősíthetik vagy gyengíthetik a tájpotenciálokat a későbbi tájhasználatok, társadalmi igények szempontjából (Bastian–Bernhardt 1993).

A tájökológiai, tájvédelmi tárgyú munkákban a tájpotenciál elsősorban **természeti potenciál** értelemben használt, a tágabb értelmű, társadalmi, gazdasági és műszaki aspektust is magába foglaló tájpotenciál-felfogás helyett (Kerényi 2007). A **természeti potenciálokat** Haase nyomán leggyakrabban az alábbiak szerint csoportosítják: **biológiai-, ásványkincs-, víz-, éghajlati-, energia-, termékenység-, tájképi-, beépítési-, hulladék-elhelyezési- és rekreációs potenciál** (Haase 1978a, 1978b, Lóczy 2002, Kerényi 2007). Ezeket részcsoporthoz tartozó potenciáloknak tekinthetjük (Haase 1978a, Mezősi 2003). A felsorolás nem taxatív, a potenciálok köre bővíthető. Ennek megfelelően a tájpotenciál koncepcióját többen is továbbfejlesztették (Bastian–Röder 2002). Napjaikban már például a környezet terhelhetőségét, a környezetérzékenységet is a természeti potenciálok közé sorolják (Lóczy 2002). Kutatásaim szempontjából kiemelten fontos a biológiai-, a termékenység- és a tájképi potenciál.

Kerényi a **biológiai potenciál** számos további részpotenciálját említi: a természetes ökoszisztémák működési potenciálja és önszabályzó-képessége, termelési aspektusú genetikai és faji potenciál, biodiverzitás, biomassza-produkció, környezetvédelmi (bioremediáció, erózióvédelmi, szennyeződés-szűrési, –megkötési) potenciál (Kerényi 2007). Lóczy a biológiai potenciált biológiai regenerációs (önszabályzó) potenciál értelemben használja (2002). A tájvédelem számára különösen fontos, hogy a természetközeli és a természetes ökoszisztémák biztosítják a legnagyobb biodiverzitást, ezért ezek kiemelt jelentőségű részei a tájnak és a legnagyobb értéket képviselik benne.

A termékenység vagy másképp **természeti agroökológiai potenciál** a leggyakrabban vizsgált természeti tájpotenciál. A többi tájpotenciálhoz hasonlóan a tágabb értelmű agroökológiai potenciál-fogalomba is beletartoznak a természeti tényezők mellett a műszaki-gazdasági-társadalmi tényezők (Mezősi 2003). Kerényi a termékenység potenciál mellett a talajpotenciál kifejezést is használja, és egyúttal felhívja a figyelmet a termőhely és talaj különböző értelmezésére (Kerényi 2007). A továbbiakban agroökológiai potenciál alatt a szűkebb értelmű természeti agroökológiai potenciált és a talajpotenciált értem.

A Duna–Tisza köze és a kutatási terület agroökológiai potenciáljában területileg jelentős különbségek mutatkoznak, melyet térinformatikai módszerek alkalmazásával többen is alátámasztottak (pl. Lóczy–Szalai 1994, Ángyán et al. 2004). A mezőgazdasági alkalmasság-vizsgálatok is tulajdonképpen a szűkebben, vagy tágabban értelmezett agroökológiai potenciál feltárására irányulnak (Lóczy 2002). Az új évezredben az agroökológiai potenciál és a tájhasználati (felszínborítási) változások közötti kapcsolat elemzése is napirendre került (Szilassi 2003, 2004, 2007, 2008, Szilassi et al. 2006, 2010), ami az én kutatási célkitűzéseim között is szerepel.

A **tájképi potenciál** a tájnak pszichológiai és esztétikai hatások révén érvényesülő teljesítőképesége. A tájképi potenciál már nem tekinthető kizárólagosan természeti potenciálnak ugyanis a tájak többnyire ma már átalakított formában, kultúrtájként vannak jelen. A tájképet meghatározó tájalkotók (domborzat, talaj, felszíni vizek stb.) alapján mégis inkább sorolhatjuk ide, mint a tájhasznosítási jellegű potenciálok (beépítési, hulladék-elhelyezési stb.) közé (Kerényi 2007).

A geográfiában a tájkép minősítésére leggyakrabban az antropogén hatáserősséget, illetve ellentétét, a természetességet vagy eredetiséget, továbbá a tagoltságot és a kontrasztosságot szokták alkalmazni. Egyéb mérhető paramétereként az egyediséget-ritkaságot, változatosságot és az ún. patriotikus-edukatív jelentőséget veszik számításba (Csorba 2003a). Véleményem szerint e tájkép-értékelési szempontok közül a **természetességet** azért tekinthetjük a tájképi potenciál leghangsúlyosabb tényezőjének, mert a

legtermészetesebb, legeredetibb, a biodiverzitás szempontjából leggazdagabb tájrészletek a legnehezebben rekonstruálhatók. Ezek tájváltozások miatti pusztulása során nagyobb a tájképi potenciál csökkenése, mint egy már átalakítottabb tájrészlet esetében. E felfogás szerint a biológiai és a tájképi potenciál kölcsönösen erősíti egymást. A természetesség jelenti a legfőbb alapját Pálinkás és munkatársai Magyarország tájesztétikai értékelésekor alkalmazott koncepciójának is (Pálinkás et al. 2016).

A hazai geográfiában a tájesztétikai-tájképelemzési munkák az 1980-as évektől kezdődtek, majd egyre gyakoribb kutatási témává vált a tájkép és a tájesztétika (pl. Rétvári 1986, Mezősi 1991, Csorba 2003a, 2010, Karancsi 2004, 2008, Karancsi et al. 2008, Pálinkás et al. 2016). A témával intenzíven foglalkozó tájépítészek közül Csemez és Kollányi munkássága emelhető ki (pl. Csemez 1996, Kollányi 2012).

A táj hasznosságának, teljesítőképességének koncepciói közé tartozik a *tájfunkció* fogalma is, melyet de Groot a következőképp határozott meg: A tájfunkció a természeti folyamatok és alkotóelemek képessége arra, hogy olyan javakat és teljesítményeket nyújtsanak, melyek közvetve vagy közvetlenül az emberi igényeket elégítik ki (de Groot 1992). A tájfunkcióknak az alábbi alapfelosztása ismert: gazdasági-termelési, ökológiai, társadalmi funkciók (Bastian–Schreiber 1999), melyeknek hierarchikus a rendszere (első-, másod- és harmadrendű funkciók). A természeti környezeti rendszer működéséből táji (ökológiai) funkciók sokasága vezethető le (pl. a talaj filter- és pufferfunkciója, lefolyásszabályozási funkció és ökotópképző funkció). Ezek alrendszerekhez való kapcsolódásuk alapján funkciócsoportokat képeznek (de Groot 1992, Marks et al. 1992, Mezősi–Rakonczi 1997). A tájfunkció és tájpotenciál fogalmakat gyakran szinonimaként használják, jóllehet nem teljesen azonos tartalmat fednek (Bastian–Röder 2002).

A tájak társadalmi-gazdasági hasznosságának, értékességének egy más szemléletű kategorizálását jelenti az ún. *közvetett és közvetlen tájértékek* („kemény” és „lágy” értékek) megkülönböztetése (Naveh–Liebermann 1984, Mezősi et al. 1996). A közvetlen értékek jól mérhetőek, számszerűsíthetőek és közgazdasági szempontrendszer tükröznek (például a táj biomassza produkciója vagy ásványi nyersanyag-szolgáltató képessége). A közvetett vagy eszmei értékek (például a természetvédelmi érték, rekreációs érték, tájesztétikai érték) mérése bizonytalanabb. Ennek ellenére értékelésükre a hazai földrajzi kutatások sorából is több kiemelkedő jelentőségű, érdekes megközelítésű munka ismert, elsősorban a tájesztétikai értékre vonatkozóan.

A tájpotenciálok, a tájfunkciók és a tájértékek után az *ökoszisztéma-szolgáltatások* (ecosystem services, ES) koncepciója (Constanza et al. 1997, de Groot et al. 2002) képezi a tájak társadalmi-gazdasági hasznosságának legújabb, általánosan használt megközelítését. Ökoszisztéma-szolgáltatások alatt a szűkebb, ökológiai értelmezés szerint az élet fenntartásához szükséges *biotikus* tényezők és ökoszisztéma-funkciók által a társadalom számára nyújtott, jellemzően *nem csak monetáris* jellegű javakat, szolgáltatásokat értik. E megfogalmazás szerint *jelentős átfedést* tapasztalunk a Haase-féle biológiai tájpotenciál, a de Groot-féle ökológiai tájfunkciók és a Naveh–Liebermann-féle tájértékek megközelítési módjaival. Tágabb értelmezés szerint az ökoszisztéma-szolgáltatások mindazok a kézzel fogható és kézzel nem fogható hasznok (legyen akár biotikus, akár abiotikus természetűek), amelyeket a természetes és az ember által módosított ökoszisztémák biztosítanak a társadalom részére (MEA 2005).

Ebben a komplexebb értelemben már vannak hazai síktérszíni kutatások pl. a Hortobágy választott mintaterületéről, ahol a füves társulások és nedves térszínnek szénmegkötését vizsgálták a kutatók (Kiss et al. 2014). Az élőhely-rekonstrukciók hatásvizsgálata során a kutatás a szénmegkötés és egyéb ökoszisztéma-szolgáltatások szünbotanikai és szünfiziológiai értékeit határozta meg mérések alapján közel azonos felszínborítás mellett. A közvetett tájértékekhez hasonlóan az ökoszisztéma-szolgáltatások is nehezen

számszerűsíthetőek, a környezet-gazdaságtan területéhez kapcsolódó értékelésük mégsem példa nélküli a hazai irodalomban (Kiss et al. 2011, 2014, Cseh et al. 2014).

Az ökoszisztéma-szolgáltatásoknak három, illetve négy fő funkcióját különböztetik meg: ellátó, szabályozó, kulturális és támogató szolgáltatások. Ezek a tájfunciókkal, tájtulajdonságokkal együtt ugyanazon vizsgált rendszer (táj vagy ökoszisztéma) különböző kutatási koncepcióit, eltérő megközelítési módjait jelentik (Bastian et al. 2012). Bastian és munkatársai felfogásában (ún. „EPPS-munkakeret”) ***az analitikus tájtulajdonságoktól a komplexebb potenciálokra át vezet az út a legösszetettebb ökoszisztéma-szolgáltatások értékeléséhez.*** Modelljük szerint, a teljes tájanalízis során az ökoszisztéma- vagy tájtulajdonságok adatszerű, konkrét tényeken alapuló szintje és a szolgáltatások antropocentrikus értékelésekének szintje fordítottan arányosan változik.

Az ES vizsgálata ma már olyan területegységekre is kiterjed, melyeket különböző tájtipusok, illetve hemeróbia-szintű tájrészletek jellemeznek. Példaként említhető az a kutatás, mely város (a szicíliai Catania) és vidéke által alkotott területegységen belüli keresztmetszetekben (transzszektekben) vizsgálta az ES alakulását (La Rosa–Privitera 2015). Eredményük szerint ***a nem urbanizált mezőgazdasági területek (a vidéki térségek) nyújtják a legmagasabb teljes ES-értéket, ami az urbánus-rurális transzszektek mentén, vidékről a város felé haladva általánosan csökken.***

Kertész és munkatársai a Kiskunság (Homokhátság) ökoszisztéma-szolgáltatásait és az ökológiai rendszert érő zavarásokat különböző térléptékekben, interdiszciplinális szemlélettel, szintézis módszerével vizsgálták az 1980 és 2010 közötti három évtized ökológiai folyamatainak tapasztalatai és a különböző szakterületek tudományos eredményei alapján (Kertész et al. 2011). Munkájukkal kicsit részletesebben is foglalkozom, mert több ponton kapcsolódik a kutatásomhoz.

A szerzőgárda ***az ökológiai és társadalmi-kulturális alrendszerek integrált szemléletével új kapcsolódási pontokat tárt fel a teljes geoökörendszer működése szempontjából.*** Megállapítják, hogy a Kiskunság ökoszisztémája nem zárt rendszer, hanem a globális és regionális (nemzeti szintű) hatótényezőknek kitett. Kiemelik, hogy a globális és regionális hajtóerők az emberi viselkedés befolyásolásán keresztül az ökológiai rendszer értékeire, szolgáltatásaira is hatnak, és fordítva, az ökológiai rendszer módosulásai a társadalmi-kulturális alrendszer változását is kikényszeríthetik. Fontos megállapításuk, hogy ***a két alrendszer nemcsak kölcsönösen hat egymásra, hanem „koevolúcióval” változik,*** a teljes rendszert visszacsatolási folyamatok jellemzik. A szerzők szerint a legkritikusabb változás a tájban mindhárom vizsgált térléptékben, mindkét alrendszerben a vízszabályozási szolgáltatás leromlása a talajvízszint-süllyedés által. Az erdősítések expanziója kapcsán megjegyzi, hogy a táji és regionális léptékben azok azért kritikusak, mert az eredeti vegetáció regenerálódását nem teszik lehetővé, amit az is súlyosbít, hogy erdőfelújítási kötelezettség van érvényben. A társadalmi-kulturális alrendszer tekintetében pedig a hagyományos, alkalmazkodó életmód és ökológiai tudás elvándorlás és előregedés miatti eltűnése állapítható meg. Az ES és a társadalmi-kulturális alrendszer változó minőségű kapcsolódására szolgáltat példát, hogy az erdősítések révén az eolikus felszínformálás, mint természetes ökológiai zavaró tényező és szolgáltató funkciót (mezőgazdasági természetst) korlátozó tényező szűnt meg a 20. század közepén táján.

Az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésében, az interdiszciplinaritást növelve a társadalomtudomány képviselői is aktívan részt vesznek (Kovács et al. 2011). A Homokhátság (főként a vidékies rész) társadalmának megkérdezésével egyes ES jelentőségének megítélését is vizsgálták inter- és transzdiszciplinális keretek között (Kelemen et al. 2015). Figyelemre méltó, hogy a megkérdezettek általában első helyre rangsorolták a fontos ökoszisztéma-szolgáltatás között a vizek megfelelő mennyiségű és minőségű megőrzését, de a biológiai sokféleség fenntartását is fontosnak ítélték. Az interjúalanyok

kevésbé preferálták a természet megfigyelését, és – módszertani okokra visszavezethetően – a rekreációt.

Az ökoszisztéma-szolgáltatások fogalmához szorosan kapcsolódik a **zöld-infrastruktúra** koncepciója, mely az ezredforduló óta jelenik meg egyre gyakrabban a nemzetközi szakirodalomban (Green Infrastructure). Napjainkban azonban még nincs egyezményesen elfogadott meghatározása ennek a fogalomnak (Vaszócsik et al. 2014). Egy korai és nagyon gyakran idézett definíció szerint a zöld infrastruktúra a zöld terek olyan összefüggő hálózata, ami megőrzi a természetes ökoszisztémák értékeit és funkcióit, valamint előnyöket nyújt az emberi populáció számára (Benedict–McMahon 2001). A vele foglalkozó munkákban egyaránt találkozhatunk természetvédelmi és városökológiai-várostervezési megközelítéssel. E kettőség abban is megnyilvánul, hogy gyakran megkülönböztetik a városi (települési) zöld infrastruktúrát és a településen kívüli zöld infrastruktúrát. Magyarországon a szakemberek napjainkban alakítják ki a zöld infrastruktúra fejlesztésének és védelmének stratégiáit. A zöld infrastruktúra hálózat kialakítandó információs rendszere a terület- és településfejlesztés számára a táj természeti értékeiről és a szabad terekről szolgáltatathat információkat (Vaszócsik et al. 2014). A zöld-infrastruktúra azáltal, hogy beépül a területi tervezés szempontjai sorába, a fejlesztési ágazatok és a tájvédelem közötti kapocs szerepét tölti be reméhetőleg Magyarországon is a jövőben.

2.2. Tájhasználati és felszínborítási változások (LCLUC) Kecskemét térségében, felszínborítási stabilitás

A globális környezeti változások értékelése kapcsán először az 1990-es években vizsgálták a kutatók az antropogén hajtóerők, a tájhasználat és a felszínborítás kapcsolatrendszerét (Turner et al. 1994). Leegyszerűsítve a feltárt összefüggéseket, azt mondhatjuk, hogy a társadalmi környezet hajtóerői határozzák meg a tájhasználatot, mely a fizikai alrendszerben felszínborításként jelenik meg. A tájhasználat megváltozása értelemszerűen a felszínborítás változását is maga után vonja. A kapcsolatrendszerben ugyanakkor visszacsatolási mechanizmusok is működnek. Például a fizikai (természeti) alrendszer is befolyásolhatja a hajtóerőket, ezáltal a felszínborítás változását is. A tájkép, a tájértéket jelentő tájelemek, így a tájvédelem szempontjából is, ebből a kapcsolatrendszerből a felszínborítás a leglényegesebb, ezért kutatásom középpontjában is ez áll.

A földfelszín vizsgálata többféle tudományos célból történik, így hasznosításának változását és a felszínborítás történeti léptékű átalakulását (LCLUC) is különböző tudományágak (táj- és vegetációtörténet, történeti tájökológia, ill. ökológia, településtörténet [helytörténet], építéstörténet, gazdaságtörténet, történeti földrajz, tájföldrajz, a gazdaság- és településföldrajz) képviselői értékelik. Ennek megfelelően történhet az értékelés például a vegetáció és az élővilág szempontjából (pl. Biró et al. 2013b), vagy a társadalom élettere (lakóhelye, településterülete) és az épített környezet oldaláról (pl. Mucsi 2011), de egy adott terület különféle antropogén célú hasznosításának nézőpontjából is (pl. Feranec et al. 2016). Gyakori, hogy a LCLUC-t a legjellemzőbb hasznosítások, a mezőgazdaság vagy erdőgazdálkodás szempontjai szerint vizsgálják (pl. Ramankutty–Foley 1999). A kutatási területre vonatkozó felszínborítási adatokat, a hajtóerőként működő háttértényezőket bemutató információkat is a különböző tudományterületek eredményei szolgáltatják.

A tájökológiai szemléletű, a vegetációs változásokat, a természetközeli felszínek korológiai léptékű átalakulásait hangsúlyosan értékelő kutatások kerete gyakran a Duna–Tisza köze és annak hátsági része (Biró 2003, 2006, 2008, 2011, Biró–Molnár 1998, Biró et al. 2011, 2013a, 2013b, 2015). Ezen belül, kisebb térléptékben fülöpházi mintaterület tájhasználat-változását is vizsgálták a kutatók (Biró et al. 2006). Az újabb, kvantitatív alapú

Duna–Tisza közti kutatások a hajtóerők és a tájváltozások okainak feltárására, a változások követésére irányultak (Biró et al. 2013a, 2013b).

A fenti kutatások alapján, *a Duna–Tisza közti gyepterületek sorsában (1987–1999 közötti pusztulást tekintve) a talajtípusnak, a megmaradt gyepfoltok kiterjedésének és a burkolt utaktól való távolságnak volt kiemelkedő szerepe*. Emellett a népsűrűség, a településektől való távolság és a természetvédelem területi oltalma is fontos tényező volt a gyepek fennmaradása szempontjából. A számítások alapján a *homoktalajon a gyepek inkább veszélyeztetettebbek, mint szikes vagy nedves talajon, illetve a védett természeti területeken* (Biró et al. 2013a). A közel két évszázadot (18. század végétől napjainkig) átfogó vizsgálat az élőhely alapú táj kutatás előnyeit hangsúlyozza ökológiai aspektusból a tisztán felszínborítási alapú táj kutatással szemben. A legjelentősebb változássor (trajektória) szerint például a zárt homoki gyepeket a 19. század során beszántották és szántók is maradtak a napjainkig. Az erdősítések különösen a nyílt homoki gyepeket érintették és még ma is erdők, míg *a vizes élőhelyek viszonylag stabilak maradtak* (Biró et al. 2013b). A térség felszínborítási viszonyaival kapcsolatban is születtek releváns adatok az előző évtizedben a vegetáció-kutatások terén (Molnár 2007, 2008a, 2008b). A különböző ökoszisztéma-típusok eltérő tájtörténeti változása munkámban is hangsúlyt kap.

Kecskemét és térségének tájhasználati jellemzői a természeti és a társadalmi-gazdasági szempontokat integráló történeti földrajzi és a történettudományi munkákban többször megjelennek (Für 1983, Frisnyák 1990, Beluszky 2001, Szilágyi 2011). Kecskemét építéstörténetét részletesen is feldolgozták (Juhász 1998). A településföldrajzi szempontú vizsgálódások is fontos információkkal szolgálnak a kutatási terület közelmúltbeli és recens tájhasználatának változásával kapcsolatban. Elsősorban az urbanizáció-szuburbanizáció, a városi terjeszkedés (urban sprawl), a város-vidék peremzóna formálódása, a tanyarendszer átalakulása témáiban jelentek meg publikációk (Lettrich 1968, Timár 1993, Timár–Baukó 1999, Csatári 2006a, 2006b, 2006c, 2009, Pócsi 2009, VÁTI 2009, Csatári–Farkas 2012, Csatári et al. 2013, 2016). A társadalomtudományi irányultságú szakemberek a tájhasználat és a felszínborítással hasonló értelemben használt területhasználat, földhasznosítással (is) foglalkoznak regionális és országos léptékben (Berényi 1980, 1993a, 1993b, 2000a, Farkas 2006, Farkas–Csatári 2009, Farkas–Lennert 2015, Kovács et al. 2017).

A táj kutató geográfusok munkáiban is hangsúlyosan jelennek meg a területhasználati kérdések, összekapcsolva a prognózis igényével is (Csorba 2003b, 2004, 2011, Duray 2009, 2011). A történeti felszínborítás térinformatikai vizsgálata hazánkban az ezredforduló táján indult meg (Nagy 2003), és nőtte ki magát népszerű kutatási témává napjainkra. Tájökológiai szemléletű és térinformatikai módszerekkel támogatott kutatás keretében a Duna–Tisza köze, valamint a hozzá tartozó tájrészletek területhasználatának, felszínborításának változásával is foglalkoztak a közelmúltban a kutatók (Mucsi–Kovács 2006, Vámos–Bárány–Kevei 2007, Duray 2009, 2011, VÁTI 2009, Kertész 2010, Ladányi 2010, Kovács 2011a, Mucsi 2011). A hosszabb időtávot átfogó történeti felszínborítás-változás volt a témája Konkoly-Gyuró és munkatársai tanulmányának is (Konkoly-Gyuró et al. 2016).

A teljes hazai felszínborításról a leggyakrabban felhasznált adatbázisokat az Európai Környezetvédelmi Ügynökség (EEA) által koordináltan, a Földmérési és Távérzékelési Intézet (FÖMI) által készített CORINE Land Cover adatbázisok (CLC1990, CLC50, CLC2000, CLC2006, CLC2012, CLC2018) jelentik (FÖMI 1996, 2003, 2004, 2009, 2014, EEA 2019). A különböző idősíkok közötti változásokról is készültek külön adatbázisok CLC-változás1990–2000, CLC-változás2000–2006, CLC-változás2006–2012, CHA2012–2018 elnevezéssel, így a Duna–Tisza közét és a kutatási területemet érintően is (FÖMI 2004, 2006, 2014, EEA 2019). A nemzeti CLC50 adatbázis nagy előnye, hogy tipológiai szempontból részletesebb beosztású, mint a később készült, ezért aktuálisabb CORINE Land Cover adatbázisok. Előnye az is, hogy megkülönbözteti a természetes eredetű és az antropogén

felszínborítási típusokat is (Keveiné et al. 2004). A kutatási terület majdnem egészére elkészült Kecskemét és néhány szomszédos település 2006. évi és 2012. évi városi felszínborítási térképe, illetve térinformatikai állománya (Urban Atlas adatbázisok), továbbá a két időpont közötti változásokat szemléltető adatréteg (FÖMI 2016). Kutatásom szempontjából hátrányosnak bizonyult, hogy egy számomra fontos kategóriát, a vizenyős területeket nem ábrázolják, ezért az Urban Atlas adatbázisokat közvetlenül nem használtam fel. Előnyük viszont, hogy különbséget tesznek a települések beépítettségének mértéke szerint.

A *tájhasználati (illetve felszínborítási) stabilitás* a táji adottságok egyik igen fontos indikátora (Csorba 2006, Barczy et al. 2008), és az egy azon helyen tartósan fennmaradó (permanens, konstans), alapjaiban nem változó tájhasználatok és felszínborítások mértékét fejezi ki. A stabilitás, az elemzéshez figyelembe vett időszakok közötti időszak hosszának függvényében, kisebb-nagyobb mértékben minden esetben csak hipotetikusnak tekinthető, mivel nem ismert az átfogott időszak felszínborítása, ami alatt fel nem tárt változás is végbemehetett. A tájhasználati és a felszínborítási stabilitás elemzése számos gyakorlati kérdés megoldására, többek között a tájvédelem, a tájtervezés, a településrendezés számára is fontos információkat szolgáltatnak. A nemzetközi kutatásokban, és elsősorban a Cseh Köztársaságban elterjedt téma volt a közelmúltban a felszínborítási stabilitás, a felszínborítás változékonyságának (változásgyakoriság) és változatosságának kutatása (Eremiášová–Skokanová 2009, Skaloš–Bendíková 2009, Skokanová 2009, Stránská–Eremiášová 2009, Skokanová–Eremiášová 2012). Ezek a kutatások ***igazolták az ökológiai stabilitás és a felszínborítási stabilitás szoros összefüggését és a stabil felszínnek tájvédelmi jelentőségét.***

Jelentőségéhez mérten hazánkban azonban nem túl gyakori, de nem is ritka az ilyen témájú kutatás (Lőrinci–Kristóf 2002, Arndtné Lőrinci–Kristóf 2004, Kiss 2008, Sütő et al. 2010, Dóka–Aleksza 2011, Szilassi 2015, 2017, Szalay et al. 2015, Demény et al. 2016). Hazai megjelenésüket és kibontakozásukat a történeti térképekhez való könnyebb hozzáférés és a térinformatikai eszközök használatának elterjedése tette lehetővé. A hosszú időn át tartósan fennmaradó hasznosítású és stabil felszínborítású területek vizsgálata kapcsán, a szerzők utalnak a tájvédelmi szempontokra, így a hagyományos tájhasználati elemek és értékes természeti felszínek megőrzésének jelentőségére is. A Duna–Tisza köze homoki területeinek rendszerváltozás utáni (1990–2000) felszínborítási instabilitására Farkas és Csatári hívta fel a figyelmet (Farkas–Csatári 2009). Nagyobb időszak (1990–2015) távlatában is azt állapították meg, hogy ***a Homokhátságon országos viszonylatban különösen instabil a tájhasználat*** (Kovács et al. 2017). Ezzel egybevág Szilassi következtetése is, aki szerint 1990 óta a homoktalajú kistájakon volt a leggyakoribb a felszínborítás-változás Magyarország kistájai sorában (Szilassi 2017).

2.3. A tájhasználat és felszínborítás ökológiai alkalmassága, a tájhasználati anomália fogalma

Történeti földrajzzal is foglalkozó geográfusaink felismerése szerint az ember és a természeti környezet viszonyát az ***alkalmazkodás*** és ***átalakítás*** jellemzi (Tóth 1987, Frisnyák 2001). Mindkét fogalom a térben és időben differenciáltan érvényesülő természeti tájpotenciálokhoz kapcsolódik, a tájváltozások is differenciáltan mennek végbe térben és időben. A természeti tájpotenciálokra minden korban jellemző területhasználati struktúra (horizontális tájszerkezet) épül fel, ***az alkalmazkodás és az átalakítás időben változó mértékű.*** Egy adott időszakban az alkalmazkodás és az átalakítás helyről-helyre is változik. A Számos történelmi példa mutatja, hogy esetenként tájátalakítás jelenhet meg ott is, ahol épp az alkalmazkodás lenne fontosabb ökológiai szempontból, míg máshol az adott tájhasználat és felszínborítás megfelel a tájpotenciáloknak.

A megfelelő tájhasználat (földhasználat) meghatározása évtizedek óta a tájökológiai és földrajzi kutatások fókuszában áll (Naveh–Lieberman 1984, Zonneveld–Forman 1990). A tájhasználati módok, mintázataik (horizontális tájszerkezet) és intenzitásuk megfelelőségi kérdéséről egyaránt szó van. A **tájhasználati alkalmasság** fogalmát használó munkák főként egy adott fő tájhasználati mód alkalmasságával foglalkoznak, ami legtöbbször a mezőgazdaság. Ezen munkák jelentős részére is jellemző ugyanakkor az általánosabban értelmezett tájhasználat-alkalmasság vizsgálatok egyik fő elemének tekintett integrált társadalmi-ökológiai megközelítés, a több kritériumú döntéshozatali módszerek alkalmazása és a GIS-alapú elemzések (Kalogirou 2002, Heumann et al. 2013). A FAO szerint (1976) a **termőföld-alkalmasság** („land suitability”) egy adott típusú földterület („type of land”) meghatározott használati célra való alkalmasságát („fitness”) jelenti. Singha és Swain (2016) tisztázták, hogy a termőföld-alkalmasság a termesztett növény igényeinek és a talaj- vagy tájtulajdonságok (ökológiai) függvénye. A legmegfelelőbb mezőgazdasági hasznosítási mód vagy vetésforgó megállapítása már régóta fontos terület a tájökológiában, mely az agrárökoszisztémákat érinti (Dumanski–Onofrei 1989, Rossiter 1996, Akinci et al. 2013). Az erdei ökoszisztémákat hasznosító erdőgazdálkodás is lehetséges alkalmazási területe az elméleti és gyakorlati célú tájhasználat-alkalmassági elemzéseknek (Joss et al. 2008, Zomer et al. 2008).

Az ökológiai sajátosságok mérése, minősítése esetén egy adott tájelem **alkalmasság-értékelése** végezhető el, ami a **hasznosíthatósági korlátokat és lehetőségeket** adja meg (Haase 1978a, Mezösi 2013). A különböző hasznosítási formák számára a táj összetulajdonságaiból más-más részpotenciál a releváns, ennek megfelelően az alkalmasság-értékelésnek is eltérő lesz az eredménye attól függően, hogy melyik tájhasznosítási forma szempontjából történik.

Azokat a tájtulajdonságokat (beleértve a talajparamétereket is), melyek kedvezőtlenek a mezőgazdasági művelés szempontjából, újabban **fizikai vagy természeti korlátoknak, természeti hátrányoknak** („physical, natural constraints”) nevezik a szakirodalomban (Fischer et al., 2002, Eliasson 2007, Van Orshoven et al., 2012). Egyes talajok alacsonyabb termékenységet, limitált mezőgazdasági felhasználhatóságát is ilyen természeti korlátok határozzák meg, melyeket a hazai talajtanban korábban **termékenységet gátló természeti tényezőnek** hívtak (Szabolcs–Várallyay 1978, Várallyay 1989). Ezek a tényezők sokszor az agrotechnikai lehetőségeket is korlátozzák, tehát hatásuk a művelhetőség (hasznosíthatóság) szempontjából összegződhet. A természeti korlátok azonosítása az Európai Unióban gyakorlati jelentőséggel is bír, ugyanis a mezőgazdasági támogatásokat is meghatározhatja az úgynevezett **természeti korlátokkal küzdő területek** lehatárolásán keresztül (“areas facing natural constraints”, korábban „less favored areas”, azaz kedvezőtlen adottságú területek, illetve „areas with natural handicaps”, kb. természeti hátránnyal bíró területek, EU Regulation No. 1305/2013). A természeti korlátokkal érintett területek lehatárolása Magyarországra vonatkozóan is elkészült a DKTIR-re alapozva (Pásztor et al. 2010, Szabó et al. 2011). A régebbi, Szabolcs–Várallyay-féle és újabb, EU által használt értékelési szempontrendszer között természetszerűleg nagymértékű átfedést találunk, ugyanis módszertani és egyéb különbségeik ellenére hasonló elvet követnek.

A mezőgazdaság mellett a természeti hátrányok más gazdasági ágazatok (ipar, idegenforgalom, stb.) számára is megszorítást jelenthetnek. A természeti korlátokra jellemző, hogy jelentősen befolyásolják a tájhasználatot és egy adott felszín fejlődésének a lehetőségét, környezeti kockázatokat idéznek elő és extra költségekhez vezetnek (Mezösi–Mucsi 1993). A természeti korlátokból következő kockázatok racionálisan alkalmazkodó tájhasználatot feltételeznek.

A tájhasználati formák közül Magyarországon is különösen a mezőgazdaság esetében hangsúlyozott alapelv a környezeti alkalmazkodás, a földhasználat termőhelyhez igazodó

területi koordinációja (Ángyán 2003, Várallyay 2003). Ángyán szerint a helyi alkalmazkodás, a helyi erőforrásokra való támaszkodás nemcsak ökológiai vagy társadalmi szempontból, hanem egyúttal gazdaságilag is racionális törekvés. A többféle korlátos hasznosíthatósági feltétel miatt a **mezőgazdálkodás alkalmazkodásának igénye** a Duna–Tisza közén is különösen fontos. A vízjárta, „belvizes” területek mellett (Dóka 2006b) a száraz, lepelhomokos felszínek vonatkozásában is gyakran felmerül (Cserni 1995, Cserni et al. 2011) ez a szempont. **Az alkalmazkodás mint tájvédelmi alapelv a mezőgazdaság mellett a többi gazdálkodási és társadalmi tevékenységi formára is kiterjeszthető** (Kerényi 2007).

Az egyes tájhasználati módok illeszkedése, összeegyeztethetősége (kompatibilitása) nemcsak az adott hely természeti adottságainak, potenciáljainak függvényében értelmezhető, hanem az egymáshoz való viszonyukban is. Adott tájhasználati mód sértheti más tájhasználók érdekét, mely konfliktusban is megnyilvánulhat. **A tájhasználati konfliktus** kifejezés nehezen definiálható, sokféle értelmezése elterjedt. Von der Dunk et al. (2011) szerint tájhasználati konfliktus jelenik meg minden olyan esetben, amikor a tájhasználati szereplőknek (=konfliktusfelek) egyes tájhasználati egységekkel (=földrajzi tényező) kapcsolatosan nem összeegyeztethetőek az érdekeik. Az összeegyeztethetetlen érdek a kérdéses tájhasználati egységből eredő negatív hatásokból származik. Bastian és Schreiber szerint (1999), akik Neef interferencia-analízis módszerét (Neef 1972) idézik, a tájhasználati konfliktusok oka a **területhasználati interferencia**, mely többszörös (átfedő) felszínhasznosítást (tájhasználatot) jelent.

A tájhasználati konfliktusok térképezhetőek, így közvetlen információkat nyújthatnak a tájhasználat tervezése számára (Zhang et al. 2012, Kim–Arnhold 2018). A tájhasználati konfliktus-területek térinformatikai meghatározására szolgál hazai példaként a Duna-völgy ipari tájterhelésének hatásterületei és a természeti-környezeti szempontból érzékeny területek közötti átfedések kimutatása (Tamás 2012). A térinformatikai módszerek alkalmazása nemcsak az interferenciák feltárására, hanem olyan konfliktusok kimutatására is lehetőséget nyújt, mely egy adott tájhasználat szomszédos területekre is áttérjedő kedvezőtlen hatásaiból ered, pl. a szántóművelés által, védett természeti területen okozott eutrofizáció révén (Grónás–Fogarassy 2000).

Területhasználati interferencia esetén valamely **minősítési szempont** (pl. ökológiai, műszaki, gazdasági, tájtörténeti) alapján rangsorolhatjuk a tájhasználati módokat a megfelelőség megállapítása érdekében. Tájökológiai szempontból **a természeti potenciálok összehasonlítása** (vö.: alkalmasság-értékelés) szolgálja a többcélú hasznosításokra és a lehetséges tájhasználati konfliktusokra vonatkozó megállapításokat (Bastian–Röder 2002). A hazai táj kutatási gyakorlatban is előfordul, hogy a természeti potenciálokkal történő egybevetés alapján mutatják be a konfliktusokat és javasolják azok feloldását (Lóczy 2005).

Amennyiben azt vizsgáljuk egy alkalmasság-értékelés során, hogy egy adott hely természeti adottságainak melyik tájhasználati forma felel meg jobban, azt „relatív alkalmasságnak vagy megfelelésnek” nevezhetjük, szemben a csak az adottságok és egy konkrét tájhasználat viszonyát elemző „abszolút alkalmassággal, illetve megfeleléssel”. A természeti tájpotenciálok differenciáló hatása, a relatív megfelelés elve érvényesül a tájhasználati formák térbeli vetületének, a tájmozaiknak a potenciál-különbségekhez kisebb-nagyobb mértékben igazodó történeti változása során is. Az ún. tájhasználati anomáliákra éppen ennek **az alkalmazkodásnak a hiánya** jellemző.

A **tájhasználati anomáliák** kialakulását az ökológiailag előrejelzett (alkalmazkodó), hagyományos tájszerkezet felülíródásaként értelmezhetjük, ami napjaink jellemző tájökológiai problémája (Antrop 2005). A tájhasználati anomáliák térképe a természeti adottságoknak nem megfelelő tájhasználat területeit mutatja (Kerényi–Csorba 2012). A diszkrepancia (discrepancy) szót használta Örsi és Kertész (2014) a természeti adottságok és a mai tájhasználat közötti „ellentmondásosság”, azaz a tájhasználati anomáliák Eger térségi

vizsgálatakor. A továbbiakban az alábbi értelemben használom a tájhasználati anomália kifejezést.

Tájhasználati anomália az a fajta tájhasználat, amely „rendellenesen” különbözik a történetileg kialakult és a természeti adottságokhoz igazodó hagyományos tájhasználati struktúrától, és amely a korlátozó és veszélyeztető tényezőt jelentő, konkrét helyi természeti adottságok szempontjából hosszú távon ésszerűtlen. Az adott tájhasználati mód többi, tipikus előfordulási helyéhez képest a szélsőségességet és az alkalmazkodás hiányát állapíthatjuk meg.

Tudományos és gyakorlati jelentősége ellenére az Antrop-féle meghatározás nem terjedt el a szakirodalomban, így kifejezetten a tájhasználati anomáliák feltárására irányuló kutatások sem jellemzőek. A „land use anomalies” szóösszetétel is csak elvétve fordul elő, gyakran más értelemben (pl. Kanjir et al. 2018), sokkal inkább a tájhasználati konfliktus kifejezéssel találkozhatunk a fenti megközelítésben. Utóbbi használata sokkal gyakoribb, ugyanis általában tájhasználati konfliktusként definiálnak összefoglalóan minden, a tájhasználatból adódó, tájban megjelenő konfliktust, így a tájesztétikai problémákat és a környezetszennyezési kérdéseket is (pl. Csemez 1996, de Groot 2006, von der Drunk et al. 2011, Yang–Zou 2013, Szilassi–Popov 2014). Ezekben a munkákban nem a területhasználat konkrét, közvetlenül érintett helyének természeti adottságaival való összevetés áll a középpontban, hanem más tájhasználók vagy a környezet negatív hatások általi érdeksérelme, illetve károsodása, ami szemlélet- és tárgybeli különbséget jelent a tájhasználati anomáliák fenti értelmezéséhez képest. Ilyen értelemben használják a tájhasználati konfliktus mellett szinonimaként a környezeti konfliktus (pl. Lóczy et al. 2008), földhasználati konfliktus (Kalóczkai et al. 2015) kifejezést is.

A különböző társadalmi tevékenységek térbeli rendjének harmonizálása, a potenciális konfliktusok minimalizálása a ***tájhasználati optimalizáció***, melynek elvi alapjai több évtizedre nyúlnak vissza (Ružička–Miklós 1982, Miklós 1984). Az optimális földhasználat becslését és az alkalmazkodó tájhasználati formák meghatározását a tájtörténeti információk és a hagyományos ökológiai tudás (Usher 2000, Drew 2005, Rist et al. 2010) tanulmányozása is segítheti. A történelmi időkből is számos tapasztalat áll rendelkezésünkre a nem megfelelő tájhasználatokra vonatkozóan (Gruber–Géczi 1995, Farshad–Barrera-Bassols 2003). A történelmi tájhasználat, felszínborítás vagy növényzet tanulmányozását azonban megnehezíti az a tény, hogy a térképek és más adatállományok igen heterogének az adattípus, a térbeli felbontás és az adatminőség tekintetében. Ezért nagy szükség van az adatok harmonizálására és a kapcsolódó tudományágak különböző módszereinek együttes alkalmazására (Fuchs et al. 2013, Yang et al. 2014).

A tájhasználati konfliktusok térbelisége miatt a tudományos szakirodalomban nagyon gyakran találkozunk geográfiai szempontú megközelítésekkel és vizsgálatokkal (Daly–Torre 2011, von der Dunk et al. 2011). Gyakorlati szempontból kiemelten fontos a lehetséges tájhasználati konfliktusforrások feltárása, pl. a településrendezési tervezés során. A hasznosítási módok egymásra hatása, a különböző hasznosítási igények átfedése, a konfliktusok területisége a településrendezési tervezésben is hangsúlyosan jelenik meg (Gerzanic 1984).

A hazai szabályozás alapján a tájhasználati (területhasználati, környezeti) konfliktusok elemzése kötelező a településfejlesztési koncepciók és stratégiák, illetve a településrendezési tervek kidolgozásánál (lásd 314/2012. Kormányrendelet). Ezekben a tervekben a konfliktusterületek lehatárolása (ha egyáltalán megtörténik) nem minden esetben tudományos igényű a módszertani kiforratlanság és a gyakorlati szempontok túlzott előtérbe helyezése miatt. A 2/2005. Kormányrendelet szerinti környezeti vizsgálatokban a tájhasználati konfliktusok a velük szinonim értelemben használt környezeti konfliktus megnevezéssel jelennek meg. A természet- és tájvédelmi funkciók, a tájhasználat, a tájkép, a tájjelleg és a

tájszerkezet megváltozásának értékelése ugyancsak a tájhasználati konfliktusok feltárását jelentheti a környezeti hatásvizsgálatokban, az örökségvédelmi hatástanulmányokban, valamint a területfejlesztési koncepciókban, programokban és tervekben (218/2009., 395/2012., 314/2005. Kormányrendelet). A Natura 2000 hatásbecslések (275/2004. Kormányrendelet) különféle antropogén beavatkozások és a természetvédelem között létrejövő konfliktushelyzeteket tárják fel.

A tájhasználati anomália vizsgálható a műszaki-gazdasági racionalitás, az ökológiai hatások és a hagyományos tájstruktúrától való eltérés szempontjai szerint is. Az eredetileg vizes élőhelyeken folytatott szántógazdálkodás például mindhárom szempont szerint tájhasználati anomáliának minősül. Az ökológiai és a társadalmi-gazdasági szempontok ellentétét jól szemlélteti, hogy a vizes élőhelyeken a talaj víztelítettsége és a felszíni víz ökológiailag kívánatos, míg az ugyanezen a vízjárta helyeken jelentkező víztöbbletet, a belvizet a társadalom gazdasági szempontból gyakran károsnak tekinti.

A társadalom számára a belvíz Magyarország, és különösen az Alföld egyik jellemző **természeti veszélye, kockázati tényezője** (Szabó et al. 2007, Mezősi 2008). A vízjárta területek víztöbblete a mezőgazdálkodás egyes ágazatai és más tájhasználatok környezeti feltételeként ökonómiai szempontból korlátozó tényező, nagyfokú környezeti kockázatot jelent, mert a vagyoni értékek károsodása gazdasági veszteséget okozhat. Emiatt a rajtuk végzett beépítés, szántóművelés, szőlő- és gyümölcsstermesztés társadalmi-gazdasági szempontból is ésszerűtlen hasznosításnak tekinthető, különösen a szomszédos, kedvezőbb adottságú területekhez viszonyítva. Mindemellett léteznek elviekben olyan műszaki megoldások is, melyek a termények, létesítmények víz általi károsodását kizárják, de ezek plusz költségeket jelentenek a magas talajvízzel, elöntéssel nem fenyegetett térszínhez képest. A fentiekből is levezethető módon, a környezeti kockázatok, veszélyek típusai közül a belvíz jellemzően vagyoni értékekhez kötődő veszélyt jelent (Mezősi 2008).

A vízjárta területek adottságai többféle tájhasználati forma számára hordoznak természeti veszélyt a Duna–Tisza közén is. Beépítésük egyértelműen kockázatos a műszaki védekezési lehetőségek ellenére, pincék esetén pedig még a sekély talajvíz is károkat tud okozni. Szántóművelésre, kertkultúrás művelésre való alkalmasság szempontjából a vízjárta területeken folytatott gazdálkodás, a természeti veszélyek mellett szélsőséges esetnek is számít a térségben hagyományosan termesztett növénykultúrákra tekintettel. Erdőgazdálkodási célú hasznosításuk abban az esetben gazdaságos, ha a termőhelyi adottságoknak megfelelő fafajjal történik betelepítésük, de rendszerint ekkor is az eredeti vegetáció pusztulását jelentheti a beavatkozás. Az előbbi tájhasznosítási módokkal szemben ugyanakkor a felszínközeli talajvízkészletre alapozott vízilétesítmények kialakítása ökonómiai szempontból racionálisnak számít, mert a működtetéshez szükséges víz elviekben olcsón, könnyen elérhetően rendelkezésre áll. Azonban ez nem mindig elégséges mennyiségű, ezért plusz víz igénybevételére is szükség lehet. Létrehozásuk szinte minden esetben a vizes élőhely negatív eredményű átalakításával jár, és működésük során a nyílt vízfelszínnek többletpárologtatása is ökológiai kockázatokat rejt magában.

A vízjárta területekre jellemző vizes élőhelyek **globálisan legfőképp a szántóföldek kialakítása érdekében történő lecsapolásuk miatt veszélyeztetettek** (Asselen et al. 2013). Pusztulásuk (átalakításuk) mellett az urbanizáció és a hozzá kapcsolódó térbeli folyamatok újak létrehozásában is fontos szerepet játszik (Havlíček et al., 2014, Ioja et al, 2018). A vizes élőhelyek természetvédelmi jelentősége közismert, de megőrzésük a kiemelkedő értékét nyújtó ökoszisztéma-szolgáltatásaik miatt is fontos a társadalom számára (Costanza et al. 1989, Zedler–Kercher 2005, Okruszko et al. 2011, Meli et al. 2014).

2.4. A tájvédelem néhány főbb sajátossága és hazai intézményes gyakorlata

A vizsgált tájrészlet tájdiverzitása, egyedi tájjellege, természeti, tájesztétikai és kultúrértékekben való gazdagsága, szociális-gazdasági termelő funkciója egyaránt a táj teljesítőképességének fenntartását, a kedvező táji adottságok és a tájértékek megőrzésének szükségességét, a tájvédelem alkalmazását indokolja.

A tájjal foglalkozó különböző tudományágak (tájföldrajz, tájökológia, ökológia, tájépítészet stb.) hazai képviselőinek többsége szerint **a tájvédelem célja a tájpotenciál** (beleértve a tájtulajdonságokat, táji adottságokat is) **és a tájértékek fenntartása**. Ez a tájszerkezet, tájműködés, tájfunkciók, tájjelleg és a tájesztétikai adottságok előnyös vonásainak megőrzését kívánja meg tájvédelmi intézkedések és tudatos tevékenységek megvalósításával (Csima 1993, 2008, Csemez 1996, Csorba 2000, 2010, Duhay et al. 2007, Kerényi 2007). Ennek megfelelően a tájvédelem ma már különböző részterületekre tagolódik, pl. kultúrtáj-védelem, tájkarakter-védelem, tájképvédelem, egyedi tájértékek védelme, ökoszisztéma-szolgáltatások védelme stb.

Az Európai Táj Egyezmény eredeti, angol nyelvű definíciójának [I. fejezet 1. cikkének d) pontja] szerint, **a tájvédelem egy (adott) táj(rész) jelentős és jellemző tulajdonságainak a megőrzési és fenntartási tevékenységét jelenti, melyet a táj természeti térszerkezetéből és/vagy emberi tevékenységből származó örökségi értékei indokolnak** (ELC 2000). Az örökségi érték a természeti és kulturális értékeket egyaránt magában foglalja (Antrop 2008), tehát a tájvédelem alapvetően kettős megközelítést kíván. Általánosabb megfogalmazással a tájvédelem fő célja **a táj hosszútávon fenntartható optimális működésének a biztosítása** (Vos–Meekes 1999, Csorba et al. 2008, Csorba 2010).

Hangsúlyozni kívánom, hogy a táj működésében, szerkezetében, jellegében és esztétikai adottságában is lehetnek helyileg olyan zavarok, melyek a korábbi állapotokhoz képest romlást, torzulást, degradációt mutatnak. Ezért **a tájvédelemnek csak a tudományos-szakmai kritériumok alapján előnyösnek minősített jellemzőkre kell kiterjednie**.

Az előnyös vonások megállapításának tudományos-szakmai feladata a tájökológia tudományterületére hárul. **A tájvédelem tájökológiai alapokon nyugvó, gyakorlat-orientált** (alkalmazott tájökológiai) **szakterület** (Leser 1991, Pinczés 1993, Csorba 2000, Kerényi 2007, Kerényi–Csorba 2012). Az intézményes hazai tájvédelem a következőképpen határozza meg a tájvédelem tárgyát és feladatát. A tájak esztétikai és funkcionális adottságait és jellegét meghatározó természeti értékek, természeti rendszerek és egyedi tájértékek **megismerése, megőrzése, helyreállítása**, valamint a tájak működőképességének a fenntartása. Feladata tehát a tájpotenciál, a tájkarakter és az egyedi tájértékek védelme (Csöszi et al. 2014).

A tájvédelem tudományos és gyakorlati tájfelfogása között jelentős különbség mutatkozik, ugyanis a táji folyamatok, tájműködés védelmével szemben a gyakorlatban leggyakrabban a tájkép védelme valósul meg (Csorba et al. 2001). Ez a táj kettős szemléletére vezethető vissza. A tájvédelemmel foglalkozó munkák egy része kifejezetten tájkép-orientált megközelítésű, de olyan is van, amely a tájalkotó tényezők között végbemenő folyamatokra fókuszál (pl. Kertész et al. 2010). Egyetértek Csorba (2010) véleményével: a táj külső megjelenése csak másodlagos, mivel megfelelő tájműködés esetén a táj harmonikus és esztétikus megjelenése is biztosított. Tekintettel arra, hogy az eltérő szemléletmódok egyaránt a tájnak, mint vizsgálati objektumnak a különböző aspektusait jelentik, azok nem kizárják, hanem inkább kiegészítik egymást. Az elmúlt évtizedekben mind gyakrabban találkozunk, a többféle megközelítést ötvöző, **komplex tájvédelemmel**, ami az ún. **Nemzeti Tájstratégia** (1128/2017. [III. 20.] Korm. határozat) szemléletmódjában is tetten érhető.

A Nemzeti Tájstratégiának is köszönhetően, a tájvédelemben egyre nagyobb hangsúly helyeződik **a tájkarakter-védelem** szempontjainak kidolgozására, szemben a korábbi erőteljesen tájképvédelmi aspektusú tájvédelemmel. A táji szakkérdések (és benne a

tájvédelem) céljainak és érdekeinek megalapozásaként az utóbbi időben **a tájhasználat és a felszínborítás változása, valamint a táji adottságokhoz igazodó, adaptív tájhasználat is több figyelmet kap.** A Nemzeti Tájstratégia több olyan megállapítást tartalmaz, amely az általam vizsgált kutatási terület aktuális tájvédelmi helyzetére is befolyással lehet. Ilyen hatótényező például a nagyvárosok körüli agglomeráció lakosságszámának növekedése, ugyanakkor több kistáj elnéptelenedése, a gazdasági és a lakófunkció erőteljes szétválása, ami miatt az infrastrukturális területigény is növekszik. Nő ugyanakkor a természetvédelem és a rekreációs érdeket és célokat szolgáló területek kiterjedése is. A gazdasági érdekorientáltság miatt a természeti erőforrások megújuló képességükhöz viszonyított, természeti adottságokon alapuló ágazatok (mező- és erdőgazdálkodás, bányászat, turizmus) túlhasználata jellemző (Csorba 2016). Napjainkban a Nemzeti Tájstratégia szempontjai még széttagoltan, különböző politikai-jogi intézményekbe integráltan jelennek meg.

A fenti megközelítések mellett, a tudományos felfogás szerint a tájvédelem egyúttal **életcentrikus tevékenység** is (Kerényi 2004, 2006, 2007). A tájalkotó tényezők közül (közetszféra, domborzat, éghajlat, talaj, élővilág, antropogén tevékenység) az élővilág emelhető ki annak diverzitása, nagyobb variabilitása, sérülékenysége és veszélyeztetettsége alapján. Schmithüsen már 1942-ben megállapította, hogy a növénytakaró különös jelentőséggel bír, ugyanis benne megy végbe a természet és az ember legnyilvánvalóbb, legérzékeltetőbb kölcsönhatása (Schmithüsen 1942 cit. Molnár 1979, Kertész 2003). A vegetáció önmagában ugyan még nem képezi le az élővilágot, de az életközösségek alapjaként is felfogható. Ezt támasztja alá, hogy az élőhelyek hazai határozója és rendszerezése is a vegetációtípusok leírásán és elkülönítésén alapul (Bölöni et al. 2011).

A természetvédelem és a tájvédelem kapcsolatát és átfedését leginkább tehát az élővilág kiemelt jelentősége világítja meg. A kultúrtáj részeként átformált, de még természetközeli területek természeti értékeket őrző fenntartása, a hagyományos tájhasználati módok támogatása is e kapcsolat szorosságát mutatja. Nem véletlen, hogy **az intézményes tájvédelem is a természetvédelem szakterületébe integráltan jött létre** és működik a magyarországi gyakorlatban, bár a környezetvédelemben való elméleti besorolhatósága is vitathatatlan (Csima 1993). Ez utóbbi mellett szól, hogy a tájvédelem a környezet védelmével az ember célját is szolgálja.

A biotikus (életcentrikus) megközelítés mellett a tájvédelem másik aspektusa, hogy **a táj antropogén jellemzőire, így a kulturális értékekre, a tájképre, a tájeshetetikai kérdésekre is kiemelt figyelemmel van.** Ez különösen a hazai alkalmazott tájvédelem sajátja, mivel az a tájépítész szakma dominanciája mellett, az építésügyi, terület- és településrendezési szabályozásokon keresztül jut érvényre elsősorban. A több évszázados hagyományokon nyugvó emberi kötődés és az értékorientált szemléletmód alapján a tájvédelem Európában elsősorban a **kultúrtájak védelmét** jelenti (Vos–Meekes 1999, Antrop 2005, Berényi 2006, Csorba 2000, 2010), tehát az ember alkotta tájjeleket ugyanúgy védi, mint a természeti örökség alkotórészeit.

A kultúrtájvédelem alapja a táj történetiségének, a történeti kultúrtájnak a vizsgálata (Berényi 2000b, 2001, 2006, Csorba 2000, Ilyés 1998, 2001a, 2001b, 2002, 2005, Antrop 2005, Máté 2007, Baude–Meyer 2010). Antrop a tájfejlődés három történeti szakaszát különítette el. Ezek a „tradicionális tájak” a 18. és az azt megelőző évszázadokban, a „forradalmak korának tájai” nagyjából a 19. században és a 20. század első felében, végül a „poszt-modern új tájak” a 2. világháború után. A tájváltozásokból következik, hogy egyre kevesebb emlék marad a korábbi időszakok tájaiból, ezért a régebbi tájjelek hordoznak eszmei értelemben nagyobb értéket. A hazai tájvédelem számára is a 2. világháború előtti, „pre-modern” időkből származó tájjeleket tartom a legfontosabbnak.

A tájban megjelenő kultúrtörténeti örökségnek, a kulturális tájértékeknek kifejezetten tájvédelmi célú feltárása Magyarországon az ezredforduló tájáig nyúlik vissza (Konkolyné

Gyuró 1994, Ilyés 1998, 2001a, 2001b, 2002, 2005, Fazekas–Csorba 2003, Máté 2007, Csima 2012). A kulturális örökségvédelmi vonatkozások miatt ezekben a munkákban a geográfusi szemléletmód mellett a néprajzi megközelítés is jelen van (Ilyés 1998, 2001a, 2001b, 2002, 2005, Máté 2007), ahogyan a tájképi aspektus miatt a tájépítészeti megközelítés is megjelenik, különösen a tájjelleg-védelem területén (Csima 2012).

A kultúrtájak védelmének szükségességét a tradicionális tájhasználati módok visszaszorulása, a kultúrtájakra jellemző sokszínű hasznosítás homogenizálódása, a kultúrtörténeti tájelemek eltűnése, a beépített települési területen a településkép és utcakép formagazdagságának elszegényedése, a tájidegen építőanyagok és beépítési módok térnyerése indokolja (Berényi 2000b, 2001). Fontos megjegyezni, hogy a tájhasználat felhagyásának, a parlagterületek terjeszkedésének megítélése kettős, hiszen a biodiverzitást és a tájesztétikai értékeket fenntartó tájgondozás megszűnésével is járhat, ugyanakkor – az eltelt idő és a realizálódó tájhasználat függvényében – természeti értékgyarapodáshoz is vezethet. Emellett biológiai veszélyt, a tájidegen fajok inváziós fenyegetettségét is magában hordozhatja.

Az európai tájak védelmét megalapozó kulcsdokumentumok a **Dobris-jelentés** és az **Európai Tájegyezmény**. Az Európai Környezeti Ügynökség által kiadott Dobris-jelentés vagy Dobris-elemzés (Stanners–Bourdeau 1995) jelentőségét mutatja, hogy az első között emelte a tájat a politika színterére (Dramstad–Tveit 2015). A tájvédelem vonatkozásában a jelentés tartalmazza, hogy meg kell vizsgálni a hagyományos tájak és a regionális gazdasági folyamatok kapcsolatát, a marginalizáció és az intenzifikáció tájképi következményeit és össze kell írni az összeurópai szempontból kiemelkedő fontosságú veszélyeztetett tájakat és a biológiai és táji diverzitás európai listáját (Csorba 2002). A Gazdasági Együttműködési és Fejlesztési Szervezet (OECD) „Fenntartható mezőgazdaság agro-környezeti indikátorai” című programjába az alábbi tájvédelmi szempontok is bekerültek:

- a földhasználat és a biofizikai (természeti) adottságok összeegyeztetésének fontossága,
- a tájképi nyíltság, zártság területi mintázatának átgondolása,
- a tájak kulturális, esztétikai és tudományos értékeinek beépítése a tájfejlesztésbe.

A 2000-es évek elejére alakult ki az a módszertan, amely a tájakat a védelemre érdemesség szempontjából minősíti (Csorba 2002). A (kultúr)tájak értékelési kritériumai nagyon sokfélék lehetnek. Berényi Wagner kritériumrendszerét idézi (Wagner 1999 cit. Berényi 2006), aki az alábbiakat nevezi meg: a sajátosságok tartalma, tájharmónia, kultúrtörténet, természetközelség, rendezettség, reprezentativitás, sokszínűség, ritkaság és veszélyeztetettség. Csorba (2002) szerint a négy leggyakoribb szempont **az adott táj egyedisége, ritkasága, sérülékenysége és tudományos informatív értéke**.

Az Európai Tájegyezmény magyarországi ratifikálása nemcsak a tájvédelmi szabályozás, hatósági munka megerősítését tette lehetővé, hanem a tájjal kapcsolatos kutatások számára is irányvonalakat jelölt ki (Duhay 2006, Konkoly-Gyuró 2008, Csorba 2016). Az Európai Tájegyezmény rendelkezései közvetlen és közvetett hatással vannak a táj védelmére. Közvetlen hatás, hogy olyan tájpolitika bevezetését irányozza elő, amely a táj védelmét célozza, és amely a táj jellemző vonásainak, alakító hatásainak és változásának értékelésre és elemzésére is támaszkodik. A Tájegyezményből következő aktuális feladat Magyarországon a megfelelő tájpolitika, tájstratégia kialakítása (lásd Nemzeti Tájstratégia), a tájak osztályozása, tipizálása és a tájkarakter-elemzés is. A **tájak morfológiai tipizálásának** eredményei azok tájtípusok (tájkarakter-típusok), melyek a tájvédelem alapját is jelenthetik (Marušič 1999). A tájkarakter-elemzés nemzetközileg kidolgozott módszertanának adaptációjára ma már találunk példát (Konkoly-Gyuró et al. 2010). A konvenció közvetett hatása a tájjal kapcsolatos ismeretek oktatásának képzés formájában megvalósuló bővítése és a tájtudat erősítése.

A tájvédelem tárgya a tájökológia és a rokon tudományágak szerint a (kultúr)táj egésze (Antrop 2005, Berényi 2006), ezért elméletben nem tesznek különbséget külterület és

belterület, vidék és város, illetve a jogilag védett és nem védett tájrészletek között. Magyarországon a tájvédelem azonban jogi-gyakorlati értelemben két részre tagolódik: egyik a **tájak kiemelt védelme**, másik az **általános tájvédelem**. A tájak kiemelt védelme a külön jogszabállyal kihirdetett védettségű természeti területek (nemzeti parkok, tájvédelmi körzetek, természetvédelmi területek) határain belül érvényes, míg az általános tájvédelmi tevékenység a védett területek határain kívülre is kiterjed (Csima 1993, Csemez 1996, Kerényi 2004, 2007, Tardy–Duhay 2008). Csorba szerint az általános tájvédelem során **a társadalom által értékesnek ítélt tájstruktúra, a táj általános egészségi állapotának megőrzése a cél** (Csorba 2008), ami a természeti és környezeti szempontból érzékeny területek megőrzésével, állapotfenntartásával valósulhat meg. A tájvédelem ma már egyre inkább túlmutat a passzív, követő jellegű tevékenységen, és integrálódik a tervezésbe. Az általános tájvédelmet a tájökölógiai és tájesztétikai kutatások eredményeit hasznosító tájtervezés is szolgálja (Csorba 2013).

A társadalom többféle értékszemlélete szempontjából a természetvédelem (beleértve a tájvédelmet) más ágazatokkal (pl. ipar, erdőgazdálkodás) szemben sajátos helyzetben van, mivel esetében az etikai (eszmei) értékek és a gazdasági értékek versengő viszonyáról van szó (Beierkuhlein 2002). A jogi szabályozásnak megfelelően (a természet védelméről szóló 1996. évi LIII. törvény) Magyarországon mind a természetvédelem, mind a tájvédelem intézményesített formában működik, azonban különböző súllyal és érvényesíthetőséggel. A tájvédelem jelentősége és érvényesíthetősége természetesen az értékesebbnek minősített tájrészletekben, a védett természeti területek esetében a nagyobb, ugyanis a jogi-szabályozási változások következtében a védelem súlypontja az elmúlt években a tájak kiemelt védelmének irányába tolódott el. A tájvédelem gyakorlati feladata egyedi esetekben, hogy az antropogén beavatkozásokat, tájalakítást és az általuk kiváltott hatást, illetve változást értékelje. Feladata az is, hogy a negatívnak minősülő hatásokat mérsékelje, korlátozza, illetve kizárja. A tájértékelést a tájvédelmi munka során szükségszerűen ki kell, hogy egészítse az antropogén beavatkozások és hatások minősítése, a tulajdonképpeni hatásvizsgálat. A környezetvédelmi gyakorlatban a hatásvizsgálat meghatározott küszöbértékhez kötött. A hatásvizsgálat a tájesztétikai irányú tájvédelemben problémákba ütközik, mivel jól meghatározható határértékekről nem beszélhetünk (a szubjektivitás vádja gyakori) (Tardy–Duhay 2008). A tájvédelem gyengébb érvényesíthetőségéhez ez, és a még nem teljesen kiforrott gyakorlati eljárások is hozzájárulhatnak.

A védendő tájértékek meghatározása során egyszerre több értékelési szempontot kell figyelembe venni. A biológiai természeti értékek minősítésében a legfőbb jellemzők a ritkaság, természetesség, biodiverzitás, területnagyság, reprezentativitás és a veszélyeztetettség (Margóczy 1998). A földtudományi természeti értékek meghatározásakor a ritkaságot/unikalitást, reprezentativitást, természetességet, típusosságot, fejlettséget, diverzitást, veszélyeztetettséget, stb. javasolja a geográfus szakma az értékeléshez (Horváth 2008). Az egyedi tájértékek esetében a ritkaságot/unikalitást, különlegességet, típusosságot, sérülékenységet/veszélyeztetettséget, ősiséget/eredetiséget, a tudományos, kulturális és kultúrtörténeti jelentőséget szokták többek között hangsúlyozni (Csemez 1996, Csima 1998, Mezösi 1998). A különböző értéktípusok értékelési szempontjainak összehasonlításából kitűnik, hogy (az átfedések miatt, de attól függetlenül is) sok a közös minősítési szempont (pl. természetesség, ritkaság, reprezentativitás).

A tájvédelem Magyarországon nemcsak a törvények, rendeletek, szabályok végrehajtásán keresztül hat a gyakorlatban, hanem **jelen van a tájtervezésben, terület- és településrendezésben is**, így indirekt módon, preventív jelleggel a tervezésen és a jogszabály-előkészítésen keresztül is befolyásolja a tájműködést és a tájhasználatot. A tájvédelmi szempontok tervezési-szabályozási úton való érvényesülését többen is vizsgálták (pl. Báthoryné Nagy 2005, Csima 2008, Filepné et al. 2013, Pádárné Török 2014). Az

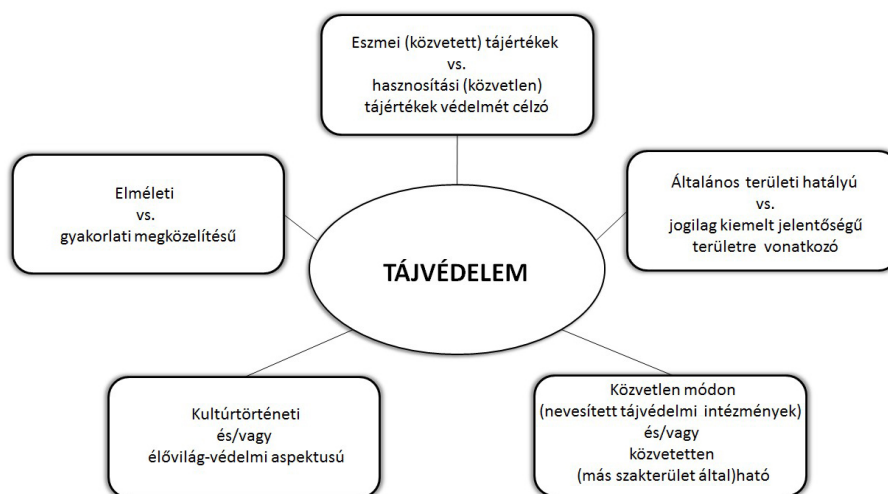
érvényesítés lehetőségeinek a vizsgálata az igazgatási szektor környezetvédelmi ágazatának napi szintű feladatát is jelenti. A hazai viszonyok között a tájvédelmi szempontok tervezési-szabályozási érvényesítése a települési szinten tűnik a legmegbízhatóbbnak. Az országos és a megyei területrendezési tervek tájrendezési, tájvédelmi irányelveinek és ajánlásainak végrehajtása, azok nyomon követése általában nem megoldott (Filepné et al. 2013). Ezek előnyös vonásai mellett, a helyi adottságok figyelembevétele szempontjából kedvezőtlen szabályozási kötöttséget is jelentenek a településrendezési tervezés számára (Pádárné Török 2014).

A tájvédelem céljaihoz járulnának hozzá a terület- és településrendezési tervek mellett a tájléptékű (regionális) tájrendezési és tájvédelmi tervek is (Konkoly-Gyuró 2008, Filepné et al. 2013), ezeknek azonban jelenleg nincsen joghatása, pedig a fejlesztési elképzelések és a védelmi érdekek összehangolását szolgálnák. Ez az összhang jelenleg hiányzik, ami komoly tájvédelmi érdeksérelmet okoz. A regionális tájvédelmi elvek sem jogi-, sem szakmai szinten nem deklaráltak. Az általam is vizsgált területet érintően elkészült ugyan a Kiskunsági Nemzeti Park térsége területrendezési terve (PESTTERV Kft. 1998), melynek előzménye a Bácssterv (Bács-Kiskun Megyei Tervező Vállalat) munkája volt, de jogszabályként ez sem került elfogadásra. ***A felszínborítás-változások joghatással bíró, tervi szabályozása a terület- és településrendezési tervekben az egyoldalú építésügyi szempontok miatt a beépítések szabályozására korlátozódik, más ágazatok (pl. mezőgazdaság, erdőgazdálkodás) területfelhasználása nem szabályozott azokban.*** A biotikus tájvédelem szempontjából legfontosabb természetközeli területek település- és területrendezési alkalmazása is problematikus, mivel az rosszul definiált a vonatkozó kormányrendeletben (253/1997. (XII. 20.) Korm. rendelet, OTÉK), és a szerkezeti tervekben is csak ritkán alkalmazzák (Pádárné Török 2014). Az Országos Ökológiai Hálózat, mint szabályozási eszköz a tájvédelem szempontjából már nagyobb jelentőségű, és a jövőben fontos szerepet kaphat a tájvédelemben.

Nemzetközi szinten a tájvédelem a 20. század második felétől fokozatosan beépül a területfejlesztésbe is (Péti 2005). Az ún. Európai Területfejlesztési Perspektíva (ESDP 1999) is utal a természeti és kulturális örökségünk megőrzésének fontosságára (Filepné et al. 2013). A kulturális irányultságú tájvédelem igénye hívta életre a tájképvédelmi szempontból kiemelten kezelendő terület övezetét, mely a tájjelleg-védelem és a hagyományos tájhasználat hatékony védelmének lehet az alapja. A kutatási területemre eső övezeti részek vizsgálata alapján, a lehatárolás során néhány nagy kiterjedésű és tájképileg is jelentős természetközeli terület (pusztai tájképet képező gyepek, illetve vizes élőhelyek) nem került bele, viszont a telepített és sokszor tájidegen fafaják és ültetvényeszerű erdők nagy részét tartalmazza. A határvonal sok helyen épp a természetközeli területet választja le az övezetbe sorolt ültetvényeszerű, tájidegen fafaják erdőiről. A lehatárolás szempontjainak újragondolása, a pl. a természetesség nagyobb súllyal tekintése és az övezeti szabályok módosításai hatékonyabb eszközöket adhatnak a tájvédelem kezébe.

A tájvédelmet tehát többféle megközelítési mód és számos kettősség jellemzi, ami a 2. ábrán összegezve tanulmányozható. A disszertációban használt legfontosabb fogalmakat, tárgyköröket és azok főbb kapcsolódási irányait a 3. ábra (Lásd: Mellékletek) mutatja be.

A tájvédelem fentiekben vázolt, többszemponútú megközelítésének megfelelően, kutatásom során elsősorban a kultúrtáj horizontális szerkezetének (felszínborítás) időbeli változását vizsgáltam a tájvédelem komplex (élővilág-védelmi, tájképvédelmi, kulturális örökségvédelmi aspektusú) szempontrendszer szerint értékelve. A felszínborításba a továbbiakban beleérttem a tájra jellemző hagyományos, kultúrtörténeti jelentőségű tanyákat, a modern szórványokat és a kiemelt ökológiai jelentőségű természetközeli területeket is.



2. ábra. A tájvédelem kettősségei

3. A kutatási terület tájföldrajzi helyzete és hagyományos tájtipusai

A kutatási terület kiválasztásának alapvető szempontja volt, hogy az a tájhasználat és területfelhasználás különböző intenzitású térségeit foglalja magába és vizsgálhatók legyenek a város–vidék eltérő fejlődéséből adódó különbségek. Ennek megfelelően Kecskemét folyamatosan bővülő, zárt beépítésű településtest, átalakuló peremzónája, a hagyományos, agrár dominanciájú falusias területek, a sűrűn és ritkábban tanyásodott térségek, valamint a Kiskunsági Nemzeti Parkhoz tartozó természetes és természetközeli területek is megtalálhatók a vizsgált tájrészletben. A Forman–Godron-féle, antropogén igénybevételi szinteken alapuló tájtypizálási sorozat (Forman–Godron 1986) valamennyi eleme fellelhető itt: a legeltetéssel sem hasznosított homokbuckásoktól kezdve, a kezelt és megművelt tájrészek, a szuburbán zónákon át Kecskemét intenzív társadalmi-gazdasági életet élő, forgalmas városáig. Emellett a természeti potenciálok vonatkozásában is nagy fokú változatosság jellemzi a kutatási területet, így pl. a termékenységi potenciál különbségeiből származó sajátosságok is feltárhatók.

A 25×25 km-es szabályos négyzet alakú kutatási terület a Duna–Tisza közén, a természeti tájak legújabb elnevezése és felosztása szerint (Csorba et al. 2018) a Duna–Tisza közti hátság középtáján helyezkedik el (1. ábra). A sarokpontok EOY koordinátái: 1. X=678000 Y=180600, 2. X=703000 Y=180600 3. X=678000 Y=155600 4. X=703000 Y=155600. A középtáj felépítő kistájak közül a Kiskunsági-homokhát és a Kiskunsági löszös hát egyes részeit foglalja magába. Hasonló volt a tájtagolás az Alföld Pécsi által közölt, több szerző szaktudása alapján kidolgozott természetföldrajzi tájbeosztásában, és Magyarország Nemzeti Atlaszában is beosztását (Pécsi 1985, Keresztesi et al. 1989). Ebben a Kiskunsági-homokhát a Kiskunsági homokvidék kistájcsoport részeként szerepel. A mai elnevezéssel szemben a középtáj Duna–Tisza közti síkvidék néven volt ismert, és kevésbé alátámasztható módon a Bugaci-homokhát a Kiskunsági-homokhátból elkülönülten, önálló kistájat alkotott (Kistájkataszter – Marosi–Somogyi szerk. 1990, MTA FKI 1999, Dövényi szerk. 2010).

Vitatott a térségben a határok meghúzása és azok objektivitása is (Mezősi–Bata 2011, Bata 2013, Dóka–Iványosi Szabó 2015). Magyarországi viszonylatban éppen a Kiskunsági löszös hát esetében az egyik legbizonytalanabb a táji lehatárolás (Mezősi–Bata 2011), de a Duna–Tisza közti hátság homokborította területeinek kistájakra tagolását is megkérdőjelezték korábban (Iványosi Szabó 1996). Deák komplex tájvizsgálat alapján a Kiskunsági löszös hát határainak módosítását javasolja (Deák 2007, 2010). A tájhatárok bizonytalansága, az eltérő tudományos szempontok alkalmazása tükröződik abban is, hogy Magyarország vegetáció alapú tájegységeinek határvonalát a botanikusok a kutatási terület térségében is a Kistájkatasztertől eltérően vonták meg (Molnár et al. 2008).

Azt tapasztaljuk tehát, hogy a kutatási terület kistájszintű felosztása nem tekinthető hosszú időre visszanyúlóan sehol sem egyezményesnek, a kistájhatárok létjogosultsága kérdéses. Ezen okokból, és a kutatási terület kiválasztásának szempontjai miatt is a vizsgált tájrész természetföldrajzilag kevésbé homogén, inkább társadalmi-gazdasági szempontból (Kecskemét vonzáskörzete) tekinthető összefüggőnek. Középtáji szinten – a főbb természetföldrajzi jellemvonások tekintetében – már viszonylag egységes a kutatási terület: hátsági helyzetű, jellemzően futóhomokos és löszös üledékekkel fedett, egyenetlen síkságról van szó. Az értekezésben bemutatott elemzések korológikus térleptékűek, de esetenként a még részletesebb lokális szintet is érintik.

A Pécsi–Somogyi–Jakucs-féle tájtipizálás (Pécsi et al. 1972), az Alföldre elkészített tájtipológia (Pécsi 1985) és a magyarországi tájtipusok térképe (Jakucs et al. 1989) szerint a kutatási terület „mély talajvizű, löszös síkság csernozjommal”, félig kötött buckás homokvidék, telepített erdőkkel és homokpusztarét-maradványokkal”, „kötött homokos síkság, mozaikosan homokpusztaréttel, akác- és nyárerdővel, szőlő és gyümölcsös kultúrákkal”, „csernozjomos homoksíkság kertészeti és szántóföldi hasznosítással”. A szintén megtalálható „buckaközi medencék, magas talajvízállással, lápos réti, illetve szikes réti talajokkal” jellemezhetők. Az utóbbi négy típus a „mérsékelt kontinentális síkság, uralkodóan mezőgazdaságilag hasznosított” magyarországi fő tájtypus-csoporton belül a „futóhomokos hordalékkúpsíkság, szőlő-gyümölcsös és erdőmozaikos kultúrsztyepp, közepes és mély talajvízállással” tájtypus-csoportjába tartoznak, míg az első a „medencebeli löszös síkság, mezősegi talajú kultúrsztyepp” tájtypus-csoport része.

4. Kutatási módszerek

4.1. Felhasznált forrás-adatbázisok

A kutatási terület minél részletesebb megismerése érdekében számos tematikus információt, analóg és digitális térképállományt gyűjtöttem össze a természeti adottságokra és a különböző idejű felszínborításokra vonatkozóan. A felszíni földtani képződmények elterjedését elsősorban a Magyar Állami Földtani Intézetben szerkesztett, Magyarország 1:100.000-es méretarányú digitális földtani térképe alapján vizsgáltam (Gyalog–Síkhegyi 2005). Az egységek rövid leírását a térképhez kiadott Magyarázó tartalmazza (Gyalog 2005). Geológiai és hidrogeológiai adatokat közölnek az Alföld földtani atlasza sorozaton belül a „Kecskemét”, illetve „Dunaújváros-Izsák” részek (Kuti et al. 1981, Kuti–Kőrössi 1989). Ezek a nyugalmi talajvízszinteket izovonalakkal ábrázoló térképeket és a felszín alatti 10 méteres üledékösszlet kőzetkifejlődésének ábráit is tartalmazzák. A talajvízszintekről a digitális állományok kivágatait a MÁFI bocsátotta rendelkezésemre.

A geomorfológiai információk Pécsi által szerkesztett, Kecskemét környékét ábrázoló geomorfológiai térképről (Pécsi 1968), és terepi megfigyeléseimből származnak. A szkennelt geomorfológiai térképet georeferálással, majd vizuális interpretáció általi vektorizálással a

térinformatikai adatbázisomba illesztettem (4. ábra). A térképen a felszíni üledékek típusai (homok, lösz, homokos lösz stb.) is ábrázolva vannak.

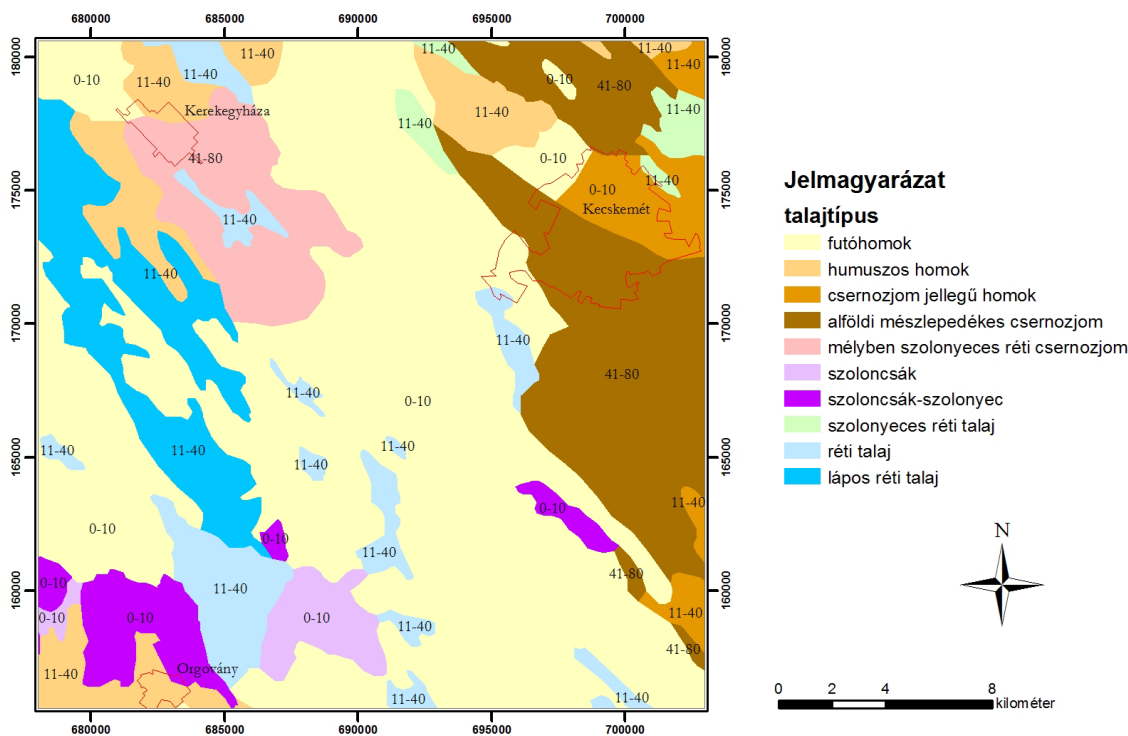
A Kreybig-féle Átnézetes talajismereti térképsorozat (Magyar Királyi Földtani Intézet 1942) és az agrotopográfiai térinformatikai adatbázis (AGROTOPO, MTA TAKI 1994) az elsődleges talajtani adatok mellett, ugyancsak közöl földtani vonatkozású információkat (a talajképző üledékek fizikai összetételét illetően). A Kreybig-féle térképlapok térinformatikai célú felhasználásának bevezetése, rendszerbe foglalása és a rendszer továbbfejlesztése az MTA TAKI kutatógárdájának munkája (Digitális Kreybig Talajinformációs Rendszer, Szabó et al. 2000, 2005, Pásztor et al. 2006, 2007). A meglévő DKTIR ellenére – a lokális pontosság növelése érdekében – saját digitális állományt készítettem a Kreybig-féle térképsorozat négy darab, 1942-ben készült, szkennelt térképlapjának ($M=1:25.000$) georeferálásával, és vizuális interpretáció útján vektoros állománnyá alakításával (5. ábra). Adatforrásként felhasználtam a Magyarország genetikus talajtérképét (MÉM NAK genetikus talajtérkép) is (Jeney–Jassó 1983), melyet a Növény- és Talajvédelmi Központi Szolgálat koordinálásával a növény- és talajvédelem megyei szervezeteinek munkatársai digitalizáltak a 2000-es évek végén (Kocsis et al. 2015). A három térképállomány helyenként lényegesen különböző tartalma és méretaránya miatt elsődleges forrásként a legmegbízhatóbbnak vélt és céljaimat leginkább szolgáló AGROTOPO-adatbázist (6. ábra) használtam az elemzésekhez, de szem előtt tartottam a másik két talajtérkép információit is. Az AGROTOPO-adatbázis célszerűsége miatt használtam az abban szereplő, ma már nem használatos talajtípusokat is a talajosztályozási rendszer megváltozásának (pl. csernozjom jellegű homoktalajok bevonása a csernozjomokhoz) ellenére (Sisák 2016).

A vegetációt bemutató, általános táji szintű tájékozódást segíti a Duna–Tisza köze közelmúltbeli pont-, illetve foltalapú élőhelytérképe (Biró et al. 2000, Molnár et al. 2000, Biró et al. 2005), amik a Duna–Tisza köze élőhely-térképezése program keretében készültek el. Felhasználtam munkámhoz a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság (KNPI) természeti terület (természetközeli területek) adatbázisát is, mely többször módosításra került és a kihirdetett kiemelt oltalom nélküli természeti területek mellett az egyedi vagy általános területi hatályú jogszabállyal védetté nyilvánított természeti területeket (szikes tavakat, lápok, nemzeti parki területegységeket stb.) is tartalmazza (KNPI 1998–2018). Az élőhelyi adatok elsődlegesen terepi adatgyűjtéseimből, köztük a MÉTA-program (Molnár et al. 2007) keretében végzett munka során általam is előállított adatokból származnak.

A mai és a történeti tájhasználat és felszínborítás jellemzéséhez digitalizált topográfiai térképeket, digitális térképi adatbázisokat, ortofotókat használtam, melyek a 18. század végétől napjainkig képeznek időmetszeteket, idősíkokat a vizsgált terület topográfiai, földhasználati viszonyainak és a földfelszín valós képének ábrázolásával. Az elemzések során nagyban támaszkodtam a katonai felmérések térképeire (HIM 1783, 1860–1864, 1881–83, 1941, 1957–1959). (A hivatkozott évszámok a felhasznált térképlapok kiadásának éveit jelölik, a felmérés és a készítés ideje ettől különbözhet.) Az I. Katonai Felmérés (1763–1787) kutatási területemre vonatkozó térképlapja ($M=1:28.800$) 1783-ban készült, a II. Katonai Felmérés (1806–1869) vonatkozó térképlapjai ($M=1:28.800$) 1860–1864 között. A III. Katonai Felmérés (1869–1887) során a vizsgált területet 1881–83-ban térképezték egy egészen keskeny, 1881-ben térképezett sáv kivételével, $1:25.000$ -es méretarányban. Az erdőterületek 19. század végi elterjedésének rögzítéséhez Bedő első és második, javított kiadású térképét ($M=1:360.000$) és a Homolka-féle földművelésügyi térképet is felhasználtam (Bedő 1885, 1896, Homolka 1895). Bedő átnézeti erdőterképét eltérő tartalommal, kisebb méretarányban (kb. $M=1:2.000.000$) közli Járó (Járó 1966), melyet szintén alkalmaztam. Az ún. Egységes korszerű csapattérképeket (Gábor 1979) a 2. világháború időszakában adták ki (1940–1944), méretarányuk $1:50.000$. A vizsgált területet 1941-ben kiadott térképlapok fedik, azonban az ábrázolt idősíkok, a közvetett adatok alapján 1928–1939 közé tehető,

valószínűsíthetően az 1930-as évek közepe (lásd 5.4.3. fejezet). Mind a négy időszak analóg térképeinek szkennelését és georeferálását a HIM-ben (Hadtörténeti Intézet és Múzeum) végezték. Az ún. Újfelmérés 1:25.000-es méretarányú térképeinek készítése 1953–1959 között zajlott, a vonatkozó részek 1957–1959 közötti viszonyokat ábrázolnak. Az általam használt digitális állományok georeferálását a KNPI munkatársai végezték. A területre vonatkozó Gauss-Krüger vetületi rendszerű, 1:25.000-es méretarányú térképek felújítással, 1989-ben készültek (FÖMI 1989). A térképlapok szkennelését, georeferálását magam végeztem. Az EOVS vetületi rendszerű térképek (M=1:10.000) a vizsgált területen 1992, illetve 1996. évi viszonyokat ábrázolnak (FÖMI 1992–1996). Szkennelésük, georeferálásuk a FÖMI munkája. A felhasznált ortofotókat 2000-ben, 2005-ben és 2009-ben készült légifotók feldolgozásával állították elő (FÖMI 2000, 2005, 2009). A legújabb általam vizsgált időszak felszínborítási térképe a 2008-ból származó külterületi és belterületi vektoros ingatlan-nyilvántartási adatbázis (KÜVET, BEVET) felhasználásával készült (FÖMI 2008). Méretarányuk 1:4000, illetve 1:1000.

A közvetlenül felhasznált (interpretálással és/vagy szerkesztéssel saját adatréteg létrehozására használt) térképi adatbázisokról az 1. táblázat ad áttekintést. A fennmaradó állományok csak az információgyűjtést szolgálták (2. táblázat).



6. ábra. A kutatási terület talajtípusai az AGROTOPO-adatbázis alapján, az egyes foltok talajérték-szám szerinti kategóriájával

1. táblázat. A közvetlenül felhasznált térképi adatforrások

A térkép megnevezése	Bemutatott korszak	Térkép méretaránya
I. katonai felmérés térképei	18. század második fele (1783)	M=1:28.800
II. katonai felmérés térképei	19. század közepe (1860–64)	M=1:28.800
III. katonai felmérés térképei	19. század vége (1881–1883)	M=1:25.000
Egységes korszerű csapattérképek (1940–44)	1930-as évek közepe	M=1:50.000
Katonai Újfelmérés térképei	1957–1959	M=1:25.000
EOVR és Gauss-Krüger vetületi rendszerű topográfiai térképek	1989, 1992–1996	M=1:25.000, M=1:10.000
FÖMI ortofotók	2005, 2009	M= ~1:10.000
Külterületi és belterületi vektoros ingatlan-nyilvántartási adatbázis (KÜVET, BEVET)	2008	M=1:4.000 M=1:1.000
AGROTOPO-adatbázis (1994)	–	M=1:100.000
Kreybig-féle Átnézetes talajismereti térképsorozat (1942)	–	M=1:25.000
Kecskemét környékének geomorfológiai térképe (1968)	–	M≈1:100.000–1:200.000

2. táblázat. Az információgyűjtést szolgáló térképi források

A térkép megnevezése	Tematika	Térkép méretaránya
Magyarország 1:100 000-es méretarányú digitális földtani térképe	geológia	M=1:100.000
Alföld földtani atlasza „Kecskemét”, „Dunaújváros-Izsák”	geológia, hidrogeológia (talajvíz)	M=1:100.000
MÉM NAK genetikus talajtérkép	talajtan	M=1:200.000
Duna–Tisza köze becsült aktuális élőhelytérképe	biotika	n.a.
Duna–Tisza köze aktuális élőhelytérképe	biotika	M=1:400.000
Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság természeti terület adatbázisa	biotika	n.a.
FÖMI ortofotók (2000)	fotogrammetria	M= ~1:10.000
A magyar állam összes erdőségeinek átnézeti térképe (1885)	erdők előfordulása	M=1:360.000
A magyar állam összes erdőségeinek átnézeti térképe (2. kiad. 1896)	erdők előfordulása	M=1:360.000
Bedő-féle átnézeti erdőtérkép (Járó 1966)	erdők előfordulása	M=1:2.000.000
Homolka-féle mezőgazdasági térkép (1895)	területfelhasználás	M=1:900.000

4.2. A termékenységi- és biológiai tájpotenciálok minősítésének módszerei

A vizsgált terület tájhasználatát történeti távlatban a mezőgazdasági területfelhasználás dominálja, ezért ennek természet adta lehetőségeire és korlátaira különös figyelmet fordítottam. A termékenységi potenciált természeti tájtípusonként értékeltem, melyhez számszerű adatok (pl. az AGROTOPO-adatbázis szervesanyag-készlet és a talajértékszám mutatói) is a rendelkezésemre álltak.

Az intézményes tájvédelem számára a hasznosítási jellegű természeti tájpotenciáloknál fontosabb a biológiai- és a tájképi potenciál értékelése. Véleményem szerint a legnagyobb biológiai potenciált és a jelentősebb tájképi értéket a természetes és természetközeli élőhelyek, élőhely-együttesek (továbbiakban: természetközeli területek) jelenítik meg. Ezekről terepbejárásos élőhelyhatározás alapján térinformatikai állományt készítettem. A minimálisan térképezett terület 1 hektár volt. Amennyiben egy több, mint 1 hektár kiterjedésű természetközeli területfolton belül valamelyik élőhely nagysága nem érte el az 1 hektárt, akkor azt az élőhelyfoltot a legnagyobb határos foltba olvasztottam az áttekinthetőség és megjeleníthetőség érdekében.

A határvonalakat a 2005. évi FÖMI ortofotó alapján rajzoltam meg (FÖMI 2005). A terepbejárásokat 2004-től folyamatosan, leginkább a 2004 és 2008 közötti időszakban, részben a MÉTA-programhoz kapcsolódóan (Molnár et al. 2007) folytattam. Az élőhelyhatározást a MÉTA-programhoz készült Élőhelyismereti Útmutató 2.0 segítségével végeztem el (Bölöni et al. 2003). Az élőhelyeket az újabb kiadású élőhelyhatározó (Bölöni et al. 2011) felhasználásával átkódoltam. A saját élőhelyhatározás mellett ellenőrzésként figyelembe vettem a megelőző élőhelyfelméréseket is (KNPI 1998–2018, 2001, Biró et al. 2005).

Az élőhely-típusok határainak bizonytalansága, időbeli változékonysága, az élőhelykomplexek gyakorisága és legfőképp a vizsgált tájrészlet nagysága miatt, az élőhelyek nagyobb egységekké történő összevonása mellett döntöttem (lásd 3. táblázat). Hat természetközeli élőhelytípus-csoportot különítettem el (az ennél részletesebb élőhely-térképezés meghaladta volna a kutatás keretét, kérdésfeltevéseim szempontjából nem eredményezett volna releváns információkat. A táji szintű összehasonlítás érdekében az élőhelyi egységek összevonását élőhely-csoportosítás (Nagy et al. 2007) alapján végeztem.

Elsősorban az abiotikus feltételek megváltozása és a természetes szukcesszió következtében, a természetközeli területeken az élőhelyek határai rövid idő alatt is gyorsan változhatnak. Ezért az elkészített térkép csak meghatározott időintervallumra, átlagosnál csapadékosabb, normál talajvízjárású időszakra érvényes (2005–2006).

A „mocsarak” élőhelytípus-csoport kategóriájába a legújabb élőhelyismereti szakkönyv (Bölöni et al. 2011) szerinti nádasokat és mocsarakat, a jellemzően ezekkel mozaikoló hínárnövényzetet és a jellegtelen fátlan vizes élőhelyeket soroltam. A legjobb vízellátottságú fátlan vizes élőhelyek tartoznak ide, melyeket a legszárazabb évek kivételével a vegetációs időszakban mindig borít valamennyi felszíni víz. A „nedves gyepek és a szikesek” kategóriába tartozó élőhelyek gyakran képeznek komplexet és átmentet (a száraz cickórós puszták kivételével), és a rövidebb-hosszabb idejű felszíni vízhatás, vagy a talaj tartós víztelítettsége jellemző rájuk. A „zárt szárazgyepek” csoportjába tartoznak a homoki sztyepprétek és a löszgyepek, a kötött talajú sztyepprétek mellett a félszáraz-száraz termőhelyű (száraz szikes) cickórós puszták és a jellegtelen száraz-félszáraz gyepek azon típusai, melyek nem nyílt homokpuszta-gyepekből származnak. Valamennyi ide sorolt gyepi élőhelytípus jellemzője tehát a zárt borítás és száraz-félszáraz jelleg.

A „nyílt homoki gyepek és cserjések” élőhelytípus-csoportja a homokbuckásokban gyakran mozaikosan megjelenő nyílt homoki gyepevegetációt és homoki borókás-nyárasokat jelenti a beosztásban. Az állománykép zártságától függetlenül minden homoki borókás-nyáras

ide soroltam. A ligetes megjelenés, a fásszárúak közül az alacsonyabbra növvő (legfeljebb 3–4 méter) cserjések dominanciája, és a fatermetűre is megnövő fafajok ténylegesen is fatermetű egyedeinek (szürke, fehérnyár) alacsony borítása jellemző rájuk. A buckaközi kiszáradt laposokban felnőtt másodlagos száraz cserjéseken (P2b) kívül, a nyílt homoki gyepekből degradálódott, velük azonos termőhelyen lévő, jellegtelen, nyílt homoki gyepeket is ebbe a kategóriába vontam be.

3. táblázat. A térképezett élőhelyek besorolása

Élőhelytípus-csoport rövid elnevezése	Az ide tartozó élőhely-kategóriák nagyobb egységei	Az ide tartozó, előforduló élőhelyek kódjai (ÁNÉR 2011)
mocsarak	nádasok és mocsarak, hínárnövényzet, jellegtelen fátlan vizes élőhelyek	Ac, A5, B1a, B1b, B3, B4, B5, B6, BA, OA
nedves gyepek és szikesek	nedves gyepek és magaskórósok, szikesek időszakosan nedves és vízzel borított típusai, jellegtelen üde gyepek	D1, D2, D34, D5, D6, F1a, F1b (kis részben), F2, F4, F5, OB
zárt szárazgyepek	zárt száraz és félszárazgyepek, száraz cickóros puszták, jellegtelen zárt száraz-félszáraz gyepek	H5a, H5b, F1b (nagyobb részben), OC (részben)
nyílt homoki gyepek és cserjések	nyílt homokpusztagyeppek és a belőlük származó jellegtelen száraz-félszáraz gyepek, homoki borókás-nyárasok	G1, M5, P2b, OC (részben)
homoki erdők	nyílt homoki tölgyesek, egyéb erdők és fás élőhelyek homokon előforduló természetközeli típusai	M4, RA (részben), RB (részben), RC
nedves cserjések és erdők	fűzlápok, üde és nedves cserjések, egyéb nedves erdők és fás élőhelyek természetközeli típusai	J1a, P2a, RA (részben), RB (részben)

A „homoki erdők” elnevezéssel összevont élőhely-kategóriánkon belül az egyes konkrét élőhelyek is lehetnek nyíltabbak és gyepekkel mozaikosak. Az esetenként zártan is megjelenő nyílt homoki tölgyeseken kívül, a telepített és a másodlagosan spontán kialakult, hazai fafajok (főként fehér és szürke nyár) alkotta, természetközeli aljnövényzetű és természetközeli gyepekkel komplexet képező erdőtípusokat és fás élőhelyeket (RA, RB, RC) is ebbe a kategóriába soroltam. Kivételt képeznek itt a nyáras-borókás jellegű állományok, amennyiben azok termőhelye száraz, talajvízhatástól mentes homok, és kiterjedésük eléri az 1 hektárt. Ezek a beosztásban az előző élőhelytípus-csoportba tartoznak. Feltételként szabtam meg továbbá azt is, hogy a fő erdőalkotó fajok változatos korösszetételűek, a vertikális állománykép pedig színtezett, cserjeszintet is magába foglaló legyen.

A kutatási terület vizes, nedves területein fellelhető természetközeli cserjéseket és erdőket a fűzlápok, az üde és nedves cserjések, valamint a nedves termőhelyen megtalálható egyéb őshonos fafajú puhafás facsoportok, fasorok, erdősávok, jellegtelen vagy pionír erdők (RA, RB) alkotják. Elnevezésük a beosztásban „nedves cserjések és erdők”.

4.3. A felszínborítási adatbázisok felépítése, valamint a felszínborítási stabilitás és a felszínborítás időbeli változatosságának a meghatározása

A kutatás gerincét felszínborítási változások, a felszínborítási stabilitás, a felszínborítás időbeli változatosságának értékelése, valamint a vízjárta területeken tapasztalható tájhasználati anomáliák feltárása jelenti. Ezek mindegyike az általam felépített felszínborítási adatbázison nyugszik. A kutatási terület *hét különböző időszakra vonatkozó felszínborítási térképét* történeti és mai térképek, ingatlan-nyilvántartási adatbázisok felhasználásával, térinformatikai szoftver (ArcGIS 9.3) segítségével rajzoltam meg. A felszínborítási térképek alapján a kutatási terület felszínborítás-változását értékeltem a településtörténeti, a történeti földrajzi, a tájtörténeti és egyéb társadalomtudományi szakirodalom ismeretében, és a természeti adottságokat bemutató térképállományokkal történő térinformatikai összevetés útján.

A korai térképezés felmérési módszereiből következő torzulások és forrástérképek határvonalainak bizonytalan interpretálhatósága miatt az I. katonai felmérés térképei (HIM 1783) csak becslésre bizonyultak alkalmasnak, pontos értékelésre nem. Ezért a stabilitási-változatossági adatbázishoz és a vízjárta területeken tapasztalható tájhasználati anomáliák vizsgálatához, nemcsak a felszínborítási változások koronkénti értékeléséhez használtam fel. A II. katonai felmérés forrástérképei (HIM 1860–64) a felszínborítási típusok arányainak kiszámításához már megfelelő pontosságúak, de a stabilitási-változatossági elemzésekbe és a tájhasználati anomáliák értékelésébe ezeket sem vontam be. A III. katonai felmérés térképei, a Bedő-féle erdőtérképek, a Homolka-féle térkép, a 2. világháború időszakából származó, de néhány évvel korábbi állapotot (feltehetően az 1930-as évek második fele) tükröző Egységes korszerű csapattérképek, az Újfelmérés térképei, valamint az EOTR és Gauss–Krüger topográfiai térképek négy idősíkot képeznek. Ezek *a 19. század vége, a 20. század első fele, az 1950-es évek vége, a rendszerváltás évei* (Bedő 1885, 1896, HIM 1881–83, 1941, 1957–1959, FÖMI 1989, 1992–1996). A hetedik idősíkot a 2008-ból származó külterületi és belterületi vektoros ingatlan-nyilvántartási adatbázisok átalakított, **2009-es** ortofotók vizuális interpretációja alapján korrigált állományai (KÜVET, BEVET) képezik (FÖMI 2008, 2009).

Az első hat idősík esetében a térképi határvonalak vizuális interpretációjával felszínborítási típusokat különítettem el, melyek a különböző idősíkokat átfogóan egységes kategóriarendszert alkotnak, majd ezekhez vektoros adatbázisokat készítettem. A terület *hét felszínborítási típusa: 1. szántó, 2. rét, legelő, cserjés-ligetes gyepek 3. természetes erdő, kultúrerdő, faültetvény, egybefüggő, zárt cserjés stb. 4. szőlő, gyümölcsös, kert (konyhakert, veteményeskert, díszkert, park) 5. település, egyéb beépített terület (műutak, temető, hulladéklerakó stb.) 6. természetes vízborítás 7. mesterséges állóvíz.* (A 2., 3., 4. és 5. felszínborítási típusokat a továbbiakban a rövidítés érdekében így használom: 2. gyepek és cserjés-ligetes gyepek 3. erdők-faültetvények 4. kertkultúrák 5. beépített területek).

Az elhanyagolható kiterjedésű, egyéb felszíneket (pl. kopár felszín) környezetük jellege szerint soroltam be. A műutakat azonos szélességben szerkesztettem meg, az autópálya kivételével. A KÜVET, BEVET ingatlan-nyilvántartási adatbázisok attribútum- és geometriai adatait ennek az *egységes felszínborítási kategóriarendszernek* megfelelően alakítottam át átosztályozással, összevonással.

A jobb összevethetőség érdekében, a forrástérképek különböző méretaránya miatt *a Töpfer-féle gyökszabály* (Töpfer–Pillewizer 1966 cit. Shea–McMaster 1989) *alkalmazásával a legkisebb méretarányú térkép* (Egységes korszerű csapattérképek) *1:50.000-es méretaránya alapján, az eltérő (nagyobb) méretarányú térképek poligonjainak számát csökkentettem 1:50.000-es méretarányúnak megfelelő számúra.* A levezett méretarányhoz tartozó poligonszámnak megfelelő legnagyobb poligonokat megtartottam a kisebbek legnagyobb határos területbe történő beolvasztása által. A KÜVET, BEVET állományok

esetében a legkisebb térképezett területfolt 1 hektár kiterjedésű volt, ami hozzávetőlegesen megfelel a többi térkép generalizálása után kapott legkisebb foltméreteknek (átlagban 0,7 ha).

Korabeli források alapján ismert, hogy a 19. századi katonai felmérések térképein jelzett „erdők” nem minden esetben felelnek meg ugyanannak az erdő-fogalomnak, mint a későbbi térképeken ábrázoltak (Biró 2008, Biró–Molnár 2009). Körülbelül 20–30%-os záródás felett már ugyanúgy jelölték a zárt és nyíltabb erdőket, cserjéseket, melyek záródása gyakran 30–40%-ot sem érte el. Ez az idősíkok között összevethetőségben okoz nehézséget. Mivel a nyíltabb gyeperdő mozaikokat, cserjés-ligetes gyepeket a 2. felszínborítási típusba (gyepek) soroltam, szükséges volt egy olyan felszínborítási térképváltozat elkészítése is, ahol az inkább gyept dominálta cserjés, ligetes felszíneket az erdőktől, zártabb cserjésektől elkülönítetten kerültek ábrázolásra. A **19. század közepi, 19. század végi felszínborítási térképek módosított változatához** részben a Homolka- és a Bedő-féle térképeket (Bedő 1885, 1896, Bedő cit. Járó 1966, Homolka 1895), részben a talajtani-domborzati információkat használtam fel. A manuális módosítások miatt, a 19. század közepi, 19. század végi idősíkok esetében a gyepek és az erdők kiterjedése pontosan nem számszerűsíthető, arányuk csak becsléssel fejezhető ki.

A vektoros adatbázisok vizuális összevetésekor az volt a tapasztalat, hogy a forrástérképek kevésbé pontos georeferálása és az eredeti térképészeti eljárások során keletkezett torzulások miatt, a III. katonai felmérés és a 2. világháború idejéből származó térkép alapján szerkesztett vektoros állományok általánosan rosszul illeszkednek a bizonyosan pontosan illesztett állományokhoz (pl. 1:10000-es méretarányú topográfiai térképhez) viszonyítva. Ezért ezeket a vektoros állományokat „gumilap” („rubbersheet”) módszerrel igazítottam. Ezután a stabilitási-változatossági vizsgálatokhoz felhasznált **öt idősík vektoros térinformatikai adatbázisát raszteres adatbázisúvá** konvertáltam 10, 25, 50, 100 és 200 méteres cellafelbontással. A felhasznált öt idősík **a 19. század vége, a 20. század első fele, az 1950-es évek vége, a rendszerváltás évei, 2009** (közelmúlt) elnevezésű idősíkok voltak.

A felszínborítás-stabilitási adatbázisok és térképek előállításához a különböző cellafelbontású raszter-állományokat cellaméretenként egyesítettem („combine”), majd átosztályoztam („reclassify”). A 19. század végi felszínborítás két változatának megfelelően 5–5 db felszínborítás-stabilitási (ill. változatossági) adatbázist kaptam. Az egyesített állományok adatai alapján, Microsoft Office Access program segítségével határoztam meg a felszínborítás-változás gyakoriságát (számát), azaz a felszínborítás stabilitását. A szintén vizsgált időbeli felszínborítási változatosságot a térinformatikai szoftver cella-statisztika eszközkészletének „variety” eszközével tudtam értékelni. Ebben az esetben is 5–5 térinformatikai adatbázissal dolgoztam. A kettő vagy több idősíkot átfogó, kombinált állományok elemzése során az **eredmények nagy száma és az egyedi ellenőrzésük igénye miatt**, a különböző cellafelbontású kombinációk közül a még nem túl nagy számú (1000–1200 db) találati eredménnyel járó **100×100 cellafelbontású kombinációkat vizsgáltam részletesebben**. A vizuális értékelés megkönnyítése és a térképi megjelenítés szemléletesebbé tétele érdekében az adatbázisokat szükség esetén alacsony típusú „filter” funkcióval szűrtem.

A **felszínborítási stabilitás** (felszínborítási állandóság vagy változékonyság) mellett vizsgáltam az **időbeli felszínborítási változatosságot** is. Ezáltal a stabilitást befolyásoló háttértényezőkről is realisabb kép volt nyerhető.

Stabilnak (tartósan fennmaradónak) azt a felszínt tekintettem, melynek ugyanaz a felszínborítási típusa a kezdeti idősíktól számítva az átfogott időtáv végéig, az utolsó vizsgált idősíkiig. Más, szigorúbb értelmezés szerint a stabil felszínnek felszínborítási típusa a kezdeti időponttól számítva egészen napjainkig bezárólag folytonos. Térinformatikai elemzésem során, különböző időtávokkal dolgozva azt vizsgáltam, hogy ugyanazon cella felszínborítása minden vizsgált idősíkban egyezik-e.

Felszínborítási stabilitás mértéke alatt azt értettem, hogy egy adott hely (a raszteres állományok ugyanazon cellájának) felszínborítási típusa egy kezdeti időponttól számítva (pl. a

19. század vége) mennyire tekinthető állandónak. A stabilitás mértékét a felszínborítás-változás gyakorisága határozza meg, azaz hogy hányszor változik meg az adott helyen a felszínborítás típusa. Az instabilabb felszínek többször változnak, míg a stabilak egyszer sem. A használt térinformatikai modellben, az 5 idősík között maximum 4 változás lehetséges matematikailag. Természetvédelmi szempontból fontos kérdés az is, hogy egy stabilabbnak tekintett, ökológiailag értékes felszínnek (pl. gyepek, egyéb természetközeli területnek), mennyi ideje állandó a felszínborítása, mennyi ideje mentes felszínbolygatással járó közvetlen antropogén beavatkozástól (pl. beszántástól).

Az időbeli felszínborítási változatosság azt fejezi ki, hogy egy adott helyen (a rászteres állományok ugyanazon cellájában) hány különböző felszínborítási típus jelent meg egy kezdeti időponttól számítva (pl. 19. század vége), függetlenül a változások számától. ***Változatos felszínborítású az a terület, ahol többféle felszínborítási típus jelent meg az idők folyamán.*** A kutatási területen elméletileg 7 felszínborítási típus variálódhat. Minősítésem szerint a felszínborítás-változatosság mértéke kicsinek tekinthető, ha csak 1–2 felszínborítási típus fordul elő az adott helyen, nagyak pedig akkor, ha legalább 4–5 típus jellemzi az adott helyet az idők során.

4.4. A különböző idejű felszínborítások és a felszínborítás stabilitásának és időbeli változatosságának összevetése a természeti adottságokkal

A felszínborítási adatokat (a felszínborítási típusok területei, települési szórványok) a tájtörténeti elemzés során idősíkonként vettem össze a természeti adottságok (talajjellemzők, természeti tájtípusok) digitális térképeivel. Az egyes felszínborítási típusok részarányát, a szórványok talajtípusonkénti, talajértékszám-osztályonkénti, tájtípusonkénti részesedését az AGROTOPO-adatbázis és a természeti tájtípusok határvonalai szerinti leválogatással („Select by Location”) kaptam. A talajtani adatbázis kis méretaránya miatt tájékoztató jellegűek a számszerűleg kapott eredményeim.

A felszínborítás-változás gyakoriságát és a felszínborítási változatosságot bemutató eredménytérképeket szintén az AGROTOPO-adatbázis különböző attribútumainak (szervesanyag-készlet, talajértékszám, fizikai féleség, vízgazdálkodási tulajdonságok, a kémhatás, a termőréteg vastagsága) térképeivel hasonlítottam össze vizuális egybevetés útján. Ebből három mutatót alább tárgyalok a később bemutatott eredmények értékelése miatt. Esetükben (az összevethetőség érdekében) a határvonalak térinformatikai egybeolvasztásával összevonásokat is végeztem.

A ***talajértékszám*** az egyes talajok természetes termékenységét fejezi ki a legtermékenyebb talaj (100%) termékenységéhez viszonyítva, százalékban (Fórizs J-né et al. 1971). A talajértékszámban a termőhely egyéb módosító tényezői (pl. éghajlat, felszíni víz hatása) nem jutnak kifejezésre, ezért az nem a termőhelyi értéket, hanem a ***talajértéket*** tükrözi (Stefanovits 1999).

Ahhoz, hogy a természetes termőhelyi adottságokat megismerjük, a termőhelyi tényezők egyéb paramétereit (éghajlat, domborzat, hidrológiai viszonyok) is figyelembe kell venni. A kutatási terület elhelyezkedése és kiterjedése alapján az makroklimatikusan homogénnek tekinthető (táji szinten jelentős különbségek hiányát feltételezve). Az éghajlati viszonyokat egyöntetűen ***szélsőségekre hajló meleg-száraz, kontinentális klíma*** (+10–11°C-os évi középhőmérséklet és 500–550 mm-nyi éves csapadékmennyiség) jellemzi (OMSZ 2018). A domborzati és a hidrológiai jellemzőket, a terepbejárásokon alapuló tájismeret mellett a rendelkezésemre álló domborzati térképek (Pécsi 1968, 1972) és a vízrajzi adatokat is közlő topográfiai és tematikus térképek, légifotók (Kreybig-féle talajtérkép, II., III. katonai felmérés, Korszerű egységes csapattérképek, Újfelmérés térképei, EOTR-térképek, FÖMI ortofotók) segítségével értékeltem.

Az AGROTOPO-adatbázis talajértékszám (továbbiakban: TÉSZ) attribútuma alapján először **három fő talajértékszám-osztályt különítettem el**, amelyek az egyes talajtípusoknak jól megfeleltethetők. A legnagyobb természeti agroökológiai (termékenységi) potenciállal a 40–80-as talajértékszámú csernozjomok rendelkeznek. A 10–40 talajértékszámú termőhelyek közé tartoznak a réti talajok, valamint – egy kivétellel – a humuszos és a csernozjom jellegű homoktalajok. A szoloncsákok és a szoloncsák-szolonycék mellett, a futóhomoknak jelölt felszínek (a MÉM-NAK talajtérkép alapján alig humuszos homokok és valódi futóhomokok), és egy talajfoltban csernozjom jellegű homokok képezik a leggyengébb termőhelyeket 0–10 talajértékszámmal.

A felszínborítási (tájhasználati) stabilitás és időbeli változatosságának, valamint a természeti agroökológiai potenciál jobb összevethetősége miatt az 10–40 és az 40–80 talajértékszámú csoportot összevontam egy osztállyá, így **végeztem két osztályt kaptam (1. osztály: 0–10 TÉSZ, 2. osztály: 11–80 TÉSZ)**. A talajértékszám-osztályok vektoros határvonalait úgy állítottam elő, hogy összevontam („dissolve” funkció) azokat a talajfoltokat, melyek talajérték-száma azonos osztályba esik. Az egyes talajérték-osztályokhoz tartozó talajfoltok területi részesedése a kutatási területen belül a növekvő érték-intervallumok szerint: 1. osztály: 55,2%, 2. osztály: 23,9%, illetve a 3. osztály: 20,9%. Összevonás után az 1. osztály részesedése 55,2%, a 2. osztályé 44,8%.

A kutatási terület talajai azok **szervesanyag-készlete** alapján két jól elkülöníthető csoportot képeznek: a gyengén vagy alig humuszos homoktalajokban 100 t/ha értéknél nem nagyobb a szervesanyag-tartalom, míg a többi talaj esetében általában ennél magasabb értékek fordulnak elő. Egy szoloncsáknak jelölt talajfolt képez kivételt, mely 100 t/ha értéknél alacsonyabb szervesanyag-készletű osztályba esik az AGROTOPO-adatbázis szerint. A két osztály területi aránya kiegyensúlyozott: 54,5% (homoktalajok), illetve 45,5%. Az egyes osztályokhoz tartozó területek határvonalait a szervesanyag-készlet esetében is „dissolve” funkcióval képeztem.

A termőképeiséget **a fizikai talajféleség** is nagyban befolyásolja, ezért néhány esetben vizsgáltam ennek a talajjellemzőnek a különböző idejű felszínborításokkal és a változásokkal való térbeli egybeesését is. Amennyiben a kutatási területet a talajféleségek szerint osztjuk fel, a következő arányokat kapjuk: homok 69,5%, homokos vályog 22,6%, vályog 7,9%.

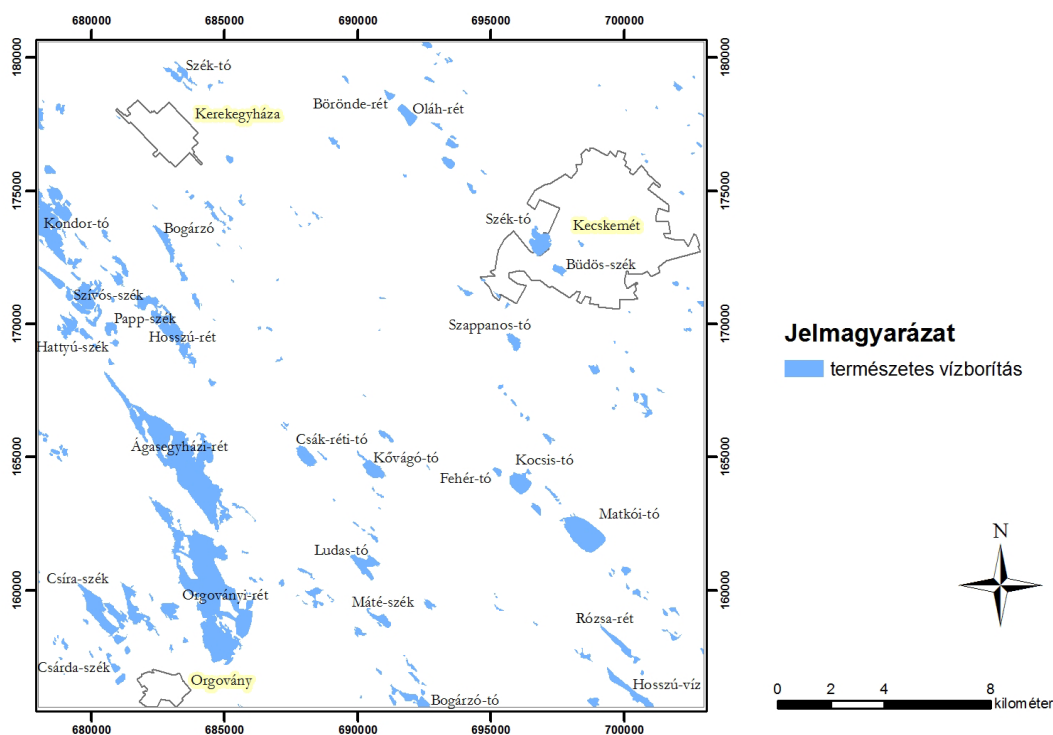
4.5. A vízjárta területek tájhasználati anomáliáinak vizsgálata

A vízjárta területeket időben eltérő mértékben érintő tájhasználati anomáliák feltárása érdekében, a felszínborítások térképi adatbázisait öt idősík esetében (a 19. század vége, a 20. század első fele, az 1950-es évek vége, a rendszerváltás évei, 2008–2009) a természetes vízborítások adatbázisával vettem össze térinformatikai módszerrel. A **természetes vízborítások térképeként** (7. ábra) elkészített térinformatikai állományt, a fenti idősíkokból származó felszínborítás-térképek 6. típusába (természetes vízborítás) eső területek celláinak térinformatikai egyesítésével („Union”) képeztem.

A természetes vízborítások térképe mellett leválogatással megkaptam **a hidromorf talajú, vízjárta területek térképét** is (8. ábra). Ezt a térinformatikai állományt a Kreybig-féle térképsorozat alapján szerkesztett talajtérképem részét képező, a forrástérképen „időszakosan vízállásos, vízjárta terület” néven szereplő területfoltok alkotják a tavak, nádasok foltjaival együtt. A térkép egy másik változatát (9. ábra) kapjuk, ha fizikai-morfológiai tulajdonságaik alapján a szikesekkel is kibővítjük az időszakosan vízállásos, vízjárta területeket.

A természetes vízborítások és a hidromorf talajú, vízjárta területek vektoros adatbázisait (a felszínborítási térképek adatbázisainak megfelelően) 10, 25, 50, 100 és 200 méteres cellafelbontású raszteres állománnyá konvertáltam. Az azonos cellafelbontású raszteres állományok egyesítésével öt adatbázist kaptam. Ezekből idősíkonkénti leválogatással („Select

By Attributes”) határoztam meg azokat a cellákat, ahol valamely idősíkban természetes vízborítás vagy hidromorf talajú terület volt, és a vizsgált idősíkban ugyanott más típusú, a felszíni vízhatással és a történetileg kialakult, adaptív tájhasználati struktúrával „össze nem egyeztethető” felszínborítás jelent meg. *Ilyen inkompatibilis felszínborítás a szántó, az erdő-faültetvény, a kertkultúrás és a beépített terület, valamint a mesterséges állóvíz* (víztározók, horgásztavak, halastavak, stb.). A 3. típus újabban megjelenő területfoltjait (eltekintve a térség vízjárta térszínein amúgy sem jellemző spontán erdősüléstől) faültetvénynek tekintettem.



7. ábra. A természetes vízborítások térképe

A 2. felszínborítási típus („gyepek és cserjés ligetes gyepek”) természetes vízborítást követő megjelenése elsősorban a szárazabb időszakokkal, illetve az eredeti térképészeti felmérés szubjektivitásával, pl. a rendszeresen vízjárta vagy csak esőtől nedves terület elkülönítésének nehézségével magyarázható. A vízborítás-gyep irányú változás véleményem szerint, az esetleges természetességbeli változás ellenére még mindig természetközeli állapotú gyepphez vezet, szemben a többi esettel, amikor *az új típusú területfelhasználás a felszín (a talaj) bolygatásával és a természetes vagy természetközeli növényközösség elpusztításával is jár*. A természetes vízborítások eltűnésében, a szárazodás folyamatában az antropogén hatások is szerepet játszanak, de ezt a fajta tájátalakulást nem tekintettem a kutatásom tárgyának, tekintettel arra, hogy *a kiemelt célom a tájhasználati anomáliák feltárása volt*.

A különböző idősíkokból származó, más szemléletmóddal, más méretarányban és térképészeti eljárással készült térképekről származtatott adatállományok térinformatikai összevetése számos, nem kiküszöbölhető térképi pontatlansággal lehet terhelt, amihez még a georeferálás pontatlansága is társulhat. Ezek a pontatlanságok a térinformatikai eljárás során téves (nem valós) eredményekhez is vezethetnek, ezért *a leválogatással kapott cellákat egyedileg ellenőriztem*. A valós és a téves eredményeket is tartalmazó, „látszólagos” eredménycellákat az eredeti térképpel, a 2000-ből származó ortofotóval (FÖMI 2000) és az

1:10.000 méretarányú topográfiai térképpel (FÖMI 1992–1996) vettem össze, és értékeltem aszerint, hogy az a fentiekben definiált tájhasználati anomáliát jelez-e?

A különböző okokból hibaként értékelhető eredményeket az alábbi módszerrel különítettem el a valós eredményektől. A kutatási területet ábrázoló ortofotók ellenőrzéshez való felhasználását az tette lehetővé, hogy a 2000. év vegetációs időszakának első felében (április–május), akkor készültek, amikor korunk egyik legcsapadékosabb időjárási periódusa után nagy kiterjedésben jelentek meg a felszíni vizek („belvizek”) és újjáéledtek a 20. század végi, a szárazodás előtt rendszeresen vízjárta területek vízállásai. **A 2000. évi ortofotókon a vízborításos, vízzel telített talajú felszínek könnyen azonosíthatóak** (interpretálhatóak). A tartós vízborításnak, a növényzet és a talajfelszín vizuálisan is érzékelhető megváltozásának köszönhetően, az átmenetileg vizes, hamarabb leszáradó területeken is felismerhetők a megelőző hónapok vízborítási helyei.

Az 1:10.000-es méretarányú topográfiai térképek (pontosságuk és részletességük miatt) alkalmasak voltak az ellenőrzésre. Szintvonalaik segítik a vízborítások valószínűsíthető helyeinek, a terepmélyedéseknek és az elöntés alá nem kerülő térszíneknek az elkülönítését.

Hibásnak azokat a látszólagos eredményeket (egyedi cellákat) tekintetem, melyek talajvízhatástól független, lokális mélyedéseken kívüli, és az ortofotón egyértelműen száraznak mutató felszínre estek.

Az ellenőrzés során az alábbi hibalehetőségeket tapasztaltam. Viszonylag pontos georeferálás ellenére téves adat származhat a digitalizálás során előállított határvonalak pontatlan illeszkedéséből, elcsúszásából. Számos esetben az is lehetséges, hogy nem az interpretált határvonal georeferálásból adódó virtuális elhelyezkedése, hanem eleve a forrástérkép a torz, illetve pontatlan a határvonal, ami a legpontosabb, 1:10.000-es méretarányú topográfiai térképpel való összevetés során volt megállapítható. Ez tehát a térinformatikai módszeremtől független, nem kiküszöbölhető hibalehetőség és a **forráskritika** szükségességére hívja fel a figyelmet. Főként a korábbi időszakok, így a III. katonai felmérés térképei és a 2. világháború idején kiadott térképek esetében. A hibalehetőségek harmadik csoportja az idősíkok közötti összehasonlíthatóság érdekében végzett generalizálásra vezethető vissza, ami az eredeti térképpel való összehasonlítás után állapítható meg.

A különböző cellaméretű adatbázisokból lekérdezéssel kaptam meg a látszólagos eredményeket mutató cellákat. A **100 és 200 méteres felbontású eredménytérkép összesen 1124 celláját** egyenként vizsgáltam meg, hogy a valós eredményt mutat-e, vagy a hibalehetőségek miatt téves eredményt közöl. Következtetéseimet értelemszerűen csak a reálisnak minősített eredmények alapján vontam le. A téves eredmények számának és a térinformatikai leválogatással kapott látszólagos eredmények számának aránya a becsült hibahányadot adja meg. A hibahányadot külön számítottam az átalakítás módja (beszántás, szőlő- vagy gyümölcsültetvény, illetve kert létesítése, stb.) szerint. Az időbeli tendenciák kvantitatív értékeléséhez a különböző cellafelbontású adatbázisok alapján számított, átalakítási módonkénti hibahányadokkal korrigált eredményeket átlagoltam.

A hidromorf talajú, vízjárta területek térképe tapasztalatom szerint a forrástérkép határvonalainak generalizáltsága (egyszerűsítések) és felmérésből adódó pontatlanságai miatt precíz, számszerű értékelést nem tesz lehetővé. A nagy fokú pontatlanság miatt csak durva összevetéshez, nagy térségre vonatkozó becsléshez használható fel az állomány, ezért végül a kvantitatív elemzésekhez nem alkalmaztam.

A raszteres eredménytérképek (természetes vízborítások térképei) által megjelenített cellák ellenőrzése során azt tapasztaltam, hogy 70,7% értékelhető valóban tájhasználati anomáliát mutató eredménynek, míg a 29,3% valamelyik hibalehetőségre vezethető vissza. A reálisnak tekintett eredmények (az ellenőrzés kismértékű szubjektivitási tényezője miatt) már 90–100%-os megbízhatóságúnak becsülhetők, így a következtetések levonására is alkalmasak, amennyiben a forrástérképek alapvetően megbízhatóak.

4.6. A szórványhálózat sűrűségi változásának elemzési módszere

A kutatási terület egy Kecskemét környéki, modern lakóhelyi szórványokkal átszőtt tanyás tér 25x25 km-es kivágata, ahol térinformatikai módszerrel elemeztem a sporadikus tájelemek (tanyák, szórványok) térstruktúrájának történeti változását a 18. század végétől napjainkig. Az időbeli összehasonlíthatóság érdekében, összefoglalóan **szórványnak** tekintettem minden, a forrástérképeken ábrázolt, elkülönülten álló korabeli szállást, tanyát, lakóhelyi szórványt és egyéb pontszerű megjelenésű külterületi épületet (pl. tanyai iskola, vasút őrház) is. Az „egyéb szórványok” csoportja azonban elhanyagolható hányadát képezi a szórványoknak. Jelentős arányt képviselnek viszont az eleve csak lakóhelyként létesült szórványok, míg a legnagyobb arányt (túlnyomó részesedéssel) az idők során számos funkcióváltozáson, illetve bővülésen átesett, leggyakrabban lakóhelyi és gazdálkodási funkciójú tanyák képviselik.

Az elemzéshez felhasznált digitalizált vagy már eleve digitális forrástérképeket az I., II. és III. Katonai Felmérés térképlapjai (1783, 1860–1864, 1881–83), az ún. Egységes korszerű csapattérképek vonatkozó térképei (1940–1944), az ún. Újfelmérés (1957–1959) térképlapjai, a Gauss-Krüger vetületi rendszerű topográfiai térképek (1989) és a 2009. évi készítési idejű FÖMI ortofotók képezték. A hét idősíkból megjelenő szórványok vizuális interpretációjával, az ArcGIS 9.3 program segítségével **digitális pontadatbázisokat** építettem fel, melyekből **sűrűség-térképeket** generáltam („Point Density” eszköz). Az eszköz minden egyes raszter-cellára kiszámítja a sűrűséget (pont/területegység, pl. szórvány/km²) a meghatározott keresési területen („környék, szomszédság”) belülre eső pontok száma alapján. Kör alakú keresési területet ($r = x$ méter) alkalmaztam. A szórványpontokat a kutatási területnél nagyobb területen, a legnagyobb keresési terület oldalának/sugarának megegyező szélességgel növelt területen rögzítettem. A keresési sugár növelése több pont figyelembevételét teszi lehetővé, de az összegzett pontszám nagyobb területegységgel kerül elosztásra, ezért a sűrűségértékek is változnak. A nagyobb keresési sugár generalizáltabb raszterhálót eredményez, így csak általánosabb következtetéseket vonhatunk le az eredményekből. Az előállított raszteres eredménytérképeket meghatározott intervallummal (50, ill. 100) átosztályoztam.

Az egyes idősíkok sűrűség-térképeit térinformatikai műveletekkel vetettem össze. Két egymást követő idősíkból azonos keresési sugárral, azonos cellamérettel előállított térképe közül a korábbi értékeit „minus” eszközzel kivontam a másiktól. Ennek a műveletnek az eredményei azok a térképek lettek, melyek azt ábrázolják, hogy **a különböző idősíkok között hol, illetve milyen mértékben csökkent vagy nőtt a szórványok sűrűsége**. Az időbeli változások okait a szakirodalmi források és saját megfigyeléseim alapján kíséreltem meg feltárni. Az eredményeket az interpretációs különbségek miatt, az eredeti forrástérképek összehasonlításával ellenőriztem. Az ellenőrzés során azt tapasztaltam, hogy nagy bizonyossággal csak általánosabb megállapítások tehetők a jelentős mértékű, jellemző változásokra alapozva.

5. Eredmények és megvitatásuk

5.1. Heterogén természeti alapstruktúra: a kutatási terület természeti tájtípusai

A kutatási területen a felszíni geológiai képződmények, a domborzati sajátosságok, a talajvízszint átlagos felszín alatti helyzete, a felszíni víz jelenléte (vízhatás), a talajtípusok és a potenciálisan előforduló élőhelytípusok, valamint ezek tájökológiai kapcsolatrendszere alapján **öt fő természeti tájtípust különítettem el. A tipizálásom célja volt, hogy olyan, korológikus léptékben jól elkülöníthető, viszonylag homogén egységeket alakítsak ki,**

melyek a hasznosítási jellegű természeti tájpotenciálok különbségeit tükrözik, és ezáltal a természeti adottságok tájfejlődést differenciáló szerepét támasztják alá. A módszertani részben leírtak szerint, a forrásadatbázisok és -térképek felhasználásával megszerkesztettem a tájtípusokhoz tartozó területek (tájtípus-területek), a korológikus dimenziójú területegységek térképét (10. ábra).

Az alábbiakban a természeti tájtípusok azon karakterisztikáit mutatom be, melyek a tájalkotó tényezők többségét alapjaiban érintő emberi beavatkozások nélkül fennállnának, tehát a tájhasználat potenciális természeti feltételeinek tekinthetők. A talajvízszint-értékeket pl. 1970–71-ben mérték (Kuti et al. 1981, Kuti–Kőrössy 1989), így azoktól a térség szárazodása miatt napjainkra már több méteres eltérés is adódhat (Major–Neppel 1988, Rakonczai 2006b). Az egyes tájalkotó tényezők sajátosságai közül kiemeltem a **legtípusabbakat**. Részen azért, mert az alkalmazott közepes méretaránynak megfelelően nem ökotópokat, hanem nagyobb, korológikus egységeket jellemeztem, részen pedig azért, mert a leglényegesebb sajátosságokat kívántam szintetizálni.

Az öt tájtípus közül a **homokbuckás** tájtípus felszint fedő geológiai képződménye és talajtípusa jellemzően a futóhomok. E talajtípus előfordulása azonban a homokbuckásokon belül sem kizárólagos, hanem humuszosabb talajokkal is számolni kell (pl. a buckaközökben). A tájtípusban a relatív relief érték magas, ami tagolt felszintet tükröz. Átlagos értéke 8–10 m/km² (Mezősi 1990), akad azonban 18 métert meghaladó relatív magasságú homokbucka is az ágasegyházai homokbuckásban. A kötött homokbuckások szigetszerűen emelkednek ki a laposabb, csak enyhén hullámos lepelhomokos térszínekből (Borsy 1977, Iványosi Szabó 1994). Jellemző formakincsük a garmada-szélbarázda-maradékgerinc formaegyüttes, de parabolabucka is előfordul helyenként. A formák rendszerint torlódnak. A kutatási terület legmagasabb természetes pontja a Nyíri-erdei buckásban található, ca. 133 méteres (Btf.) magasságban (Úszató-domb). Az ennél magasabb pontok már mesterséges halom (Élő-domb, 134 m Btf.), illetve nagyobb földmű (Vízmű-domb ca. 160 m Btf., Web1) tetejét jelzik.

A buckavonulatok Magyarország geomorfológiai térképén félig kötött homokbuckás területként jelennek meg (Pécsi 1967b) a felhalmozódási területen (általában a deflációs, azaz kifúvásos területhez kapcsolódva). A homokbuckás felszint akkumulációs mezőnek nevezték el a kutatók (Borsy 1977), de ez az elnevezés nem terjedt el.

A kutatási terület homokbuckásaiban, az Alföld földtani atlaszában közölt értékek szerint (Kuti et al. 1981, Kuti–Kőrössy 1989) a talajvíz átlagos nyugalmi szintje általában mélyen (> 4 m), helyenként 6 méternél is mélyebben helyezkedik el. A talajvíz a felszint csak egészen sajátos időjárási és morfológiai helyzetben, „belvizes” időszakban és csak a lokális mélyedésekben érheti el, így a vízborítás egyáltalán nem jellemző erre a tájtípusra. Potenciális (és több helyen még reális) élőhelytípusai a nyílt homokpusztagyep, a homoki borókás-nyáras és a nyílt homoki tölgyes.

A homokbuckások a kutatási terület nyugati és déli felén találhatók, eredetileg a kutatási terület 12,6%-át fedik. A homokbuckások korábban nagyobb területet foglaltak el. Kisebb mértékben a 19–20. századi kisparaszti tereprendeázések, majd főként a szocializmus éveiben zajlott rónásítások és az erdősítés érdekében végzett földgyalulások csökkentették a kutatási területen is területüket (kb. 7–8%-ra). Iványosi Szabó szerint a 20. század közepi beavatkozások a Duna–Tisza közti Hátság bő egytizedén szüntették meg vagy tompították a korábbi felszíni formakincset (Iványosi Szabó 2001). Az adottságok drasztikus megváltoztatása egy másik természeti tájtípus, a gyengén tagolt homokfelszínnek, homokos talajú síkok kialakítását eredményezte.

A természetes módon is csak ritkán tökéletes sík, enyhén hullámos felszínű, (**lepel-**) **homokos síkok** a legjellemzőbbek a kutatási területen. A relatív relief értéke 2–4 m/km² (Mezősi 1990). Felszínüket elsősorban futóhomok és alárendelten löszös homok képezi (Gyalog–Síkhegyi 2005). A futóhomok alapkőzetnek megfelelően, a kutatási terület homokos

síkjain a legnagyobb kiterjedésben a különböző mértékben humuszosodott homoktalajok találhatók meg. Az agrotopográfiai térképen (MTA TAKI 1994) ábrázolt, kiterjedt futóhomoktalaj-borítással szemben **a humuszos homoktalajok dominanciáját** feltételezhetjük, amit Magyarország genetikus talajtérképe is alátámaszt (Jeney–Jassó 1983). Ez az agrotopográfiai térképen látható futóhomok helyett a homokos felszíneken (néhol még a mai buckásokban is) humuszos homokot jelöl. A löszterszínekkal határos sávokban, a kutatási terület keleti szélén csernozjom jellegű homok, délnyugaton és az északi részeken humuszos homok fordul elő az AGROTOPO-adatbázis szerint is (MTA TAKI 1994). Ez utóbbiak főként ott találhatók, ahol a 1–2 méter vastag lepelhomok alatt durva, vagy finom kőzetliszt, illetve agyag is van a felszín közelében. A különböző szemcseméretű üledékes kőzetek rétegződését 10 méteres fúrásokban tárták fel a kutatók (Kuti et al. 1981, Kuti–Körössy 1989). Feltehető, hogy a termékenyebb talajtípusok kialakulását a homok és a finomabb frakciók keveredése segítette elő ott is, ahol a földtani térkép szerint nem löszös homok található. A humuszos homok és a csernozjom jellegű homok fedte felszíneket a lepelhomokos síkok egy-egy altípus-területének tekinthetjük a talajok eltérő tulajdonságai, pl. termőképessége, és ezáltal a potenciális vegetáció különbségei alapján.

A tájtypus felszínére a homoklepel forma, valamint a szélbarázdák-maradékgerincek és az alacsony garmadák (homokhátak a szélbarázdák végén) váltakozása a jellemző. Az átlagos nyugalmi talajvízszint általában közepes mélységben (2–4 m között) helyezkedik el (Kuti et al. 1981, Kuti–Körössy 1989). A felszínt csak helyenként és különleges időjárási-talajvízállási körülmények együttállása esetén éri el. Feltételezhető, hogy természetes növényzetét a homoki sztyepprétek, borókás-nyárasok és a nyílt homoki tölgyesek mellett alföldi zárt kocsányos tölgyes is alkothatta. Egy nem régi kutatás szerint a Dorozsma-Majsai homokháton és a Pilis–Alpári-homokhát Csongrád megyei részén a maradékgerincek, lepelhomok-hátak növényzetét potenciálisan a homoki sztyepprétek, nyílt homoki tölgyesek és az alföldi zárt kocsányos tölgyesek képezik (Deák 2010).

A **lössös síkok** alapkőzetét lösz és homokos lösz üledékek adják (Pécsi 1968, Gyalog–Síkhegyi 2005). Vizsgálatom szempontjából nem tettem különbséget a két üledéktípus között, mivel a rajtuk kialakult talajok típusa és termőképessége is hasonló. Helyenként a löszös üledék futóhomokot fed (Borsy 1977, Kuti et al. 1981, Kuti–Körössy 1989). A felszín enyhén hullámos, kis vagy közepes reliefenergiájú. A Kiskunsági löszös hátra jellemző átlagos értéke 5 m/km^2 (Mezősi 1990). A szélbarázdák és maradékgerincek formatípusonkénti sorba rendeződése, valamint az alacsony garmadák határozzák meg a táj arculatát (Borsy 1977). Két jellemző talajtípusa közül az alföldi mészlepedékes csernozjom a kutatási terület keleti felén, a mélyben szolonyeces réti csernozjom Kerekegyházától délkeletre fordul elő.

E két talaj-altípus, eltérő tájökológiai tulajdonságaik és előfordulásuk alapján, a fő természeti tájtypuson belül két altípust határoz meg: a réti csernozjom talajú löszös síkot és az alföldi mészlepedékes csernozjom talajú löszös síkot. (Megjegyzem, hogy az AGROTOPO-adatbázissal szemben, a Kecskemét környéki löszfelszínen nem mészlepedékes csernozjomot, hanem réti csernozjomot jelez a MÉM NAK genetikus talajtérképe (Jeney–Jassó 1983).

A löszös síkok két altípusa a talajvízszint helyzete szerint is különbözik. A réti csernozjom talajú felszínnek alatt jellemzően 2 méter közelében található a nyugalmi talajvízszint, míg az alföldi mészlepedékes csernozjom térségében, a közepes talajvízállású részek mellett nagy területeken egyaránt előfordul magas talajvízállású (0–2 m) és mély talajvízállású terület ($> 4 \text{ m}$) is (Kuti et al. 1981, Kuti–Körössy 1989). A felszíni vízhatás kis területen fordul elő a magas talajvízállású részekben (elsősorban a szélbarázdákban), és csak a rendkívüli időjárási helyzetekhez (szélsőséges csapadékmennyiségek) kapcsolódva. Az egykori feltételezhető élőhelyeket löszgyepek, kötött talajú sztyepprétek, nyílt lösztölgyes, a réti csernozjom talajú löszös síkon nyílt sziki tölgyes alkothatta (Deák 2010). Az alföldi zárt kocsányos tölgyesek korábbi előfordulása magasabb talajvízállású részekben sem zárható ki.

A **szikes laposok** tájtípus-területei a kutatási terület déli felén és Kecskemét környékén találhatók. Ide tartoznak a Fülöpháza környéki szikes tómedencék (Kondor-tó, Szappan-szék, Hattyú-szék, Szívós-szék) is, melyek azonban a különböző talajtérképeken, mint nem szikes talajú vízjárta terület, illetve mint állóvíz jelennek meg. A felszíni vizek, valamint az itt előforduló talaj- és vegetációtípusok ismert tulajdonságai alapján ezek a mélyedések egyértelműen szikes laposok tájtípusához tartoznak. A fent említett vizes élőhelyeken kívül szikes laposokhoz sorolható még többek között az orgoványi Székes, a kecskeméti Szék-tó, a Büdös-tó és a Börönte-rét is.

A tájtípus legfőbb sajátossága a felszín elszikesedése, ami a területükön előforduló földtani képződmények tulajdonságaiból is következik. Jellemzően mészsízap (karbonátiszap) és tavi aleurit képezi az aljzatukat (Gyalog–Síkhegyi 2005), de a (réti, lápi vagy öntés-) agyag előfordulását is valószínűsíthetjük (Pécsi 1967a, Zentay–Rischák 1983, Rónai 1985).

Történeti források és geológiai fúrások bizonyítják, hogy számos helyen (pl. Orgoványtól keletre, a helvéciai Kővágó-tóban, Jakabszálláson egykor bányászatott nyersanyagként is) megtalálható a felszínen, szikes környezetben a diagenizálódott édesvízi (tavi, réti) dolomit és mészkő (Kustár–Szarka 2013). A réti dolomit és a karbonátiszap vízzáró tulajdonsága révén járul hozzá a felszíni víz pangásához, ezáltal a szikesedéséhez.

Sümei és szerzőtársai szerint, a szikesedés feltételei között (az eddigi, szikesedésre vonatkozó elméletekkel szemben) hangsúlyosabban kell figyelembe venni az üledéktani sajátosságokat, az alapkőzet mállottságát, így a nátrium és sói talajoldatban való megjelenési lehetőségének nagyobb valószínűségét. Hortobágyi analógiák alapján ők sóforrásként magát a felszíni üledéket feltételezik (Sümei et al. 2000, Sümei–Szilágyi 2010). A karbonátban, szilikátban dús üledékekből lúgos mállás során a szilikátok alkáliái felszabadulhattak, a talajvízben feldúsulva szikesedést okozhattak a Duna–Tisza köze általános vizsgált tájrészének talajaiban is.

A szikesedés további feltétele a felszínközeli talajvíz. Ennek megfelelően e természeti tájtípus területén a nyugalmi talajvízszint a felszíntől mérve 2 méteren belül helyezkedik el. A vizsgált területen, a speciális üledéktani, felszínalakítási, vízföldtani és klimatikus feltételeknek köszönhetően, a földtörténet során csak foltszerű elterjedéssel alakulhattak ki elszikesedett felszínek, szikes tájtípusok.

A szikesség mellett a tájtípus másik szembetűnő tulajdonsága az alacsony reliefenergia-érték. Esetükben az egységnyi területre eső szintkülönbség kicsi, csak 0–2 m/km². A legmélyebb fekvésű területek is ehhez a természeti tájtípushoz tartoznak. A kutatási terület legmélyebb pontja a Csíra-széktől keletre húzódó lapos fenékszintjében, 102–103 méterrel a Balti-tenger felett található (több mint 30 méterrel mélyebben, mint a legmagasabb természetes földfelszíni pont).

A tájtípus geomorfológiai hátterét jellemzően a deflációs mélyedések, deflációs laposok alakzatai jelentik, de (a löszös üledékekkel borított területeken) a szuffóziós felszínalakítás és az általuk kialakított berogyások (sztyepptalak, vagy helytelen elnevezéssel löszdolinák) szerepét sem hanyagolhatjuk el. Boros a hajdúsági sztyepptalakat említi a szikesedés kapcsán, és tárgyalja a szuffózió és a szikesedés közötti összefüggést is (Boros 1999). A kutatási területen is megtalálható bemélyedéses formákat megfigyelés alapján, legalább részben szuffóziós eredetűnek tartom, ugyanis szabályos, kör és körhöz közelítő ovális alakú alaprajzuk és feltűnően meredek partélük inkább ezt támasztja alá a deflációs származással szemben. A különféle laposok, mélyedések tájnyelvi megnevezése a semlyék, ahogyan a szakirodalomban is gyakran találkozunk velük.

A legtipikusabb szikes laposok talaja szoloncsák vagy szoloncsák-szolonyec, ami lefolyástalan, zárt kismedencékben foglal helyet. A zárt mélyedések mellett helyenként gyenge lefolyás is tapasztalható szikér formájában. Egyéb szikes morfológiai elemek (pl.

szikpadkák) is megfigyelhetők a kutatási területen, különösen Orgovány környékén (Székes), de sokkal kevésbé fejletten, mint a Dunamenti-síkság leglátványosabb szikesein.

A sík laposok és a lefolyástalan vagy rossz lefolyású medencék lokális mélyedésként a felszíni vizek összegyülekezési helyei, ahol a térség szárazodása előtt, átlagos időjárási feltételek mellett, évről-évre rendszeres jelentkezett vízborítás, illetve vizenyősödés. Az állandó vizű szikes tavak (pl. Kondor-tó) mellett a víztestek többsége időszakos (volt) ezeken a vízjárta területeken. Hosszú, száraz évek egymásutánisága esetén a medrek szárazon is maradhattak, de jellemzőbb volt a tavasszal megjelenő vadvizek áradása, melyet ma belvíznek mondunk. Az ember által nem befolyásolt vadvizek változó mélységgel jelentek meg a mélyedésekben. Közös jellemzőjük, hogy a 2 métert – egy kivétellel – sehol sem haladták meg (vizes és nem vízi élőhelyek), és időjárástól függően meglehetősen ingadozó mélységűek és kiterjedésűek voltak. Az átlagos vízmélység a Csíra-szék és a Kondor-tó esetében 0,9 méter, illetve 1,2 méter közé tehető (Szilágyi et al. 2004), de az egymást követő extrém csapadékos években a Kondor-tó maximális vízmélysége a 2 métert is meghaladhatta valamivel, és a Csíra-szék vízmélysége is elérhette a 1,5 métert. A kisebb szikes mélyedések sekélyebb, néhány deciméteres vízborítással jellemezhetőek.

A szikes laposok élőhelyei a vízborítás tartósságától, a szikesség mértékétől függően az alábbiak lehetnek: ürmöspuszták, cickóros puszták, szikes rétek, üde mézpzásitos szikfokok, padkás szikesek, szikes tavak iszap- és vakszik növényzete, szikes tavak hínárnövényzete, valamint zsiókás, kötő kákás és nádas szikes vizű mocsarak.

Az állandóan vízzel borított vagy vízjárta területeken a szikesedéstől eltérő folyamatok (láposodás, mocsarasodás) is végbementek. Az alacsony reliefenergiájú ($0\text{--}2\text{ m/km}^2$) deflációs mélyedésekben és a nagyobb deflációs laposokban a szikes talajok mellett különböző réti (és a kutatási területen kevésbé jellemző módon lápi) talajtípusok formálódtak. A *réti laposok* tájtípusához tartozó területeken lápos réti talajok, (típusos) réti talajok és szolonyeces réti talajok fordulnak elő. A talajképző kőzetet itt is jellemzően mészsizap (karbonátiszap) és tavi aleurit képezi, és számolni kell a réti-, lápi- vagy öntésagyagok előfordulásával is. A MÉM NAK-féle talajtérkép lápos réti talajokat nem, csak réti, illetve szolonyeces réti talajokat ábrázol a vízfelszínnek szomszédságában.

A réti lapos tájtípust jellemző deflációs mélyedések és laposok általában lefolyástalan, zárt medencét képeznek. Akad azonban olyan rossz lefolyású térszín is, ahol a mederben rendszeresen összegyülekező vizek (szélsőségesen nagy belvízáradások idején) a meder parti küszöbén átbukva érként folynak le, és az alacsony vízálláskor egyébként különálló víztesteket kapcsolják egybe. Ilyen, a vízállás függvényében a „völgyében” jelentkező, lassan folyó, kis vízhozamú ér pl. a Köncsög-ér (saját terepi megfigyelés, HIM 1860–64).

A tájtípushoz tartozó területeken az átlagos talajvízszint jellemzően a felszín közelében húzódik ($<2\text{ m}$), Fülöpházától nyugatra és Orgoványtól északra nagy területeken 1 méternél sincs mélyebb helyzetben. Sőt, többek között az Ágasegyházi-rétek, az Orgoványi-rétek és a Hosszú-rét egyes részei állandó vízborításúak, leszámítva az extrém száraz éveket (Biró 2015). A rendszerint tavasszal megemelkedő talajvíz a vízborítások kiterjedését időszakosan növeli. Az Orgoványi-réten 0,7 méteres, az Ágasegyházi-réten 0,8 méteres az átlagos vízmélység (Szilágyi et al. 2004). A szikes tavaktól eltérően kevésbé ingadozó vízjárásúak és (ennek megfelelően) partvonaluk is kevésbé változik egy adott évben, mint a szikes tavak esetében. Az aszályosabb nyarak azonban az édesvizű mocsarak, nádasok esetében is drasztikusan csökkenthetik az egyébként stabil vízborítások kiterjedését.

A réti talajú laposok élőhelyét meglehetősen sokféle vegetációtípus jelenhet meg, a vízellátottság, a vízhatás mértékének függvényében. A szikes laposok tájtípusa felé mutatnak átmenetet a szikes rétek, melyek a szikesedett, illetve szikesedő réti talajokra jellemzőek, így a szolonyeces réti talajokon is kialakulhatnak (Bölöni et al. 2011). Ezeket a területfoltokat a talaj főtípusa alapján (réti talaj) soroltam a réti talajú laposok tájtípusához. Kisebb mélységű

és kevésbé tartós vízborítás jellemzi őket, mint a nádasokat és a más jellegű mocsarakat. A vízborítás mélysége, tartóssága (a vízellátottság mértéke) karakteres ökológiai különbségeket mutat. Emiatt ez a tájtípus is tovább bontható altípusokra a vízellátottság mértékének különbségeit tükröző talaj- és vegetációtípusbeli eltérések alapján. Amennyiben a talajok altípusait vesszük alapul, beszélhetünk lápos réti és típusos réti talajú (réti) lapos tájtípusról.

A nádasok és mocsarak közül a nem tőzegképző nádasok, gyékényesek és tavikákások, a tőzeges nádasok és télisásosok, a vízparti virágkákás, csetkákás, vízi hídörös, mételykórós mocsarak, a lápi zsombékosok, zsombék-semlyék komplexek, a nem zsombékoló magassásrétek a potenciális és napjainkig fennmaradt élőhelyek. A nedves gyepek és magaskórósok közül is több típus járulhat hozzá a tájtípus sokszínűségéhez. Így a meszes láprétek, rétlápok, a kékperjés rétek, a mocsárrétek, a patakparti és lápi magaskórósok, az ártéri és mocsári magaskórósok, árnyas-nyirkos szegélynövényzet. A kutatási terület réti laposaiban a fás vegetációtípusok közül a fűzlápok, az üde és nedves cserjések, a láp- és mocsárrédek lehetnek potenciálisak. A löszös és homokos síkok száraz talajain potenciálisan megjelenő alföldi zárt kocsányos tölgyesek a típusos réti talajokon, tehát a réti tájtípus területein is előfordulhattak a múltban annak analógiája alapján, hogy a Dorozsma–Majsai-homokhát semlyékeinek réti talaján ugyancsak potenciálisnak tekintett ez az élőhelytípus (Deák 2010). A nyílt vizekben az álló és lassan áramló vizek hínárnövényzete fordul elő. Az élőhelyi adottságok alapján a lápi hínár is előfordulhat potenciálisan a (lápos) réti talajú laposokban.

A Pécsi–Somogyi–Jakucs-féle hagyományos tájtipizálással (lásd: előző fejezet) összehasonlítva szembevetendő, hogy az általam meghatározott természeti tájtípusok megfeleltethetők az abban megtalálható típusokkal, amennyiben a természeti tájtényezőket tekintjük. Különbség az, hogy én a réti és a szikes laposok tájtípusát a vízdinamika, a talajjellemzők és (ebből következően) a vegetáció különbségei miatt elkülönítettem egymástól, melyek a fenti szerzők tájtipizálásban a *buckaközi medencék* tájtípusaként együtt szerepelnek. Figyelemreméltó, hogy e kettősegre a tájtípus részletesen idézett elnevezése is utal: „buckaközi medencék, magas talajvízállással, lápos réti, illetve szikes réti talajokkal”.

A különböző természeti tájtípusok jellemző tájképét az 1–5. képek mutatják be. A fotók a kutatási terület azon pontjain készültek, ahol még megtalálható a természetközeli növényzet. A tájtípusok természeti alaptulajdonságait a 4. táblázat foglalja össze.

5.2. A termékenységi és a biológiai tájpotenciálok értékelése

5.2.1. A természeti tájtípusok eltérő termékenységi potenciálja, a mezőgazdasági hasznosítás lehetőségei és korlátai

A mezőgazdasági területek kiterjedése, a tájváltozásokban betöltött szerepe, a termesztési hagyományok, valamint a mezőgazdaság és a tájvédelem szoros kapcsolata miatt, a természeti agroökológiai potenciál (vagy másképp a termékenységi potenciál) kiemelt jelentőséggel bír a vizsgált területen tájökológiai szempontból. A természeti tájtípusok termékenységi potenciálját az alábbi tájhasználati módok és nekik megfelelő felszínborítási kategóriák szerint jellemeztem, zárójelben szerepeltetve az utóbbiakat: 1. szántógazdálkodás (szántó), 2. szőlő- és gyümölcs termesztés (kertkultúras területek szőlői, gyümölcsösei), 3. gyepegzálkodás (gyep), 4. nádgazdálkodás (természetes vízborítások nádasai).

A szántógazdálkodás számára a talaj jelenti az elsődleges tényezőt, mely az időjárás és az agrotechnika mellett a várható hozamokat leginkább meghatározza. Az ökológiai tényezők súlyozott hatását vizsgálva azt állapították meg a kutatók, hogy a termés hozam és a hatékonyság növelésében a talajadottságoknak átlagosan 30–40% a jelentősége (Láng et al. 1983). Kisebb téregységben, az időjárás egyöntetű hatását feltételezve a helyenként változó

talajtani adottságoknak megnő a jelentősége a szántógazdálkodás eredményessége szempontjából. A többi, terméshozamot befolyásoló természeti tényező (vízellátottság, domborzati helyzet, stb.) integrált kifejezőjeként a talaj természeti agroökológiai potenciál területi differenciáltságában betöltött meghatározó szerepe vitathatatlan.



1–2. kép. Homokbuckás és homokos sík természeti tájtípusok jellemző tájképei



3–4. kép. Lőszös sík és szikes lapos természeti tájtípusok jellemző tájképei



5. kép. Réti lapos természeti tájtípus jellemző tájképe

A szántóföldi termőhelyek közül a legmagasabb minőségi kategóriába soroltak, a löszös síkok csernozjom talajai. A réti laposok típusos-, lápos- és szolonyeces réti talajai a III. termőhely-minőségi kategóriába tartoznak, a homokos síkok futóhomok, humuszos homok talajai már csak IV. kategóriájúak, míg végül a szikesek következnek az V. kategóriában (Dömsödi 2006). Ezzel párhuzamba állítható az AGROTOPO-adatbázis talajfoltjaihoz rendelt talajértékszámok szerinti kategorizálás, mely szintén a természeti agroökológiai potenciál különbségeit hivatott kifejezni (lásd 4.5. fejezet).

Az alábbiakban a kutatási területen előforduló talajtípusokat a Szabolcs–Várallyay-féle termékenységet gátló tényezők szerint értékelem (Szabolcs–Várallyay 1978). A mintaterület egyik legtermékenyebb talajtípusa, a mélyben szolonyeces réti csernozjom. Ennek a talajnak is van termékenységet korlátozó természeti tényezője, ennek ellenére a termékenyebb típusok közé tartozik a löszös síkok másik jellemző talajtípusával, az alföldi mészlepedékes csernozjossal együtt. Ez a tényező a *szikesedés a talaj mélyebb rétegében*, ami a mélyen gyökerező kultúrák termesztését teszi kevésbé hatékonyá. A kiemelkedő termékenységi potenciálnak köszönhetően a löszös síkok kifejezetten alkalmasak a szántóföldi művelés számára.

4. táblázat. Az egyes természeti tájtípusok jellemzői tájtulajdonságai

természeti tájtípus	felszíni geológiai képződmény	jellemző talajtípus	átlagos relatív relief érték	talajvízszint átlagos helyzete
homokbuckás	futóhomok	futóhomok	8–10 m/km ²	>4 m
homokos sík	futóhomok, löszös homok	humuszos homok, csernozjom jellegű homok	2–4 m/km ²	2–4 m
löszös sík	lösz, homokos lösz	alföldi mészlepedékes csernozjom, mélyben szol. réti csernozjom	5 m/km ²	0–2, 2–4, >4 m
szikes lapos	karbonátiszap, tavi aleurit, réti agyag, édesvízi dolomit és mészkő	szoloncsák, szoloncsák-szolonyec	0–2 m/km ²	<2 m
réti lapos	karbonátiszap, tavi aleurit, réti agyag, édesvízi dolomit és mészkő	lápos réti talajok, típusos réti talajok, szol. réti talajok	0–2 m/km ²	<2 m

A homokbuckások és a homokos síkok humuszszegény (futóhomok-, gyengén humuszos homok-) talajainak hasznosítását természetes adottságai jelentősen korlátozzák. Ezek az *alacsony humusztartalom* és a *nagy homoktartalom*ból következő egyéb kedvezőtlen talajtulajdonságok (agyagfrakció alacsony aránya, a talaj rossz víz- és tápanyag-gazdálkodása). Szántóföldi művelés rajtuk csak e kedvezőtlen tulajdonságokat kiegyenlítő emberi beavatkozásokkal lehet gazdaságos. Az elérhető termés hozamok általában alacsonyabbak, a termésbiztonság ingadozó és csak kevés számú növényfaj termeszthető biztonsággal ezeken a talajokon (Jakab 2006). A jellemző termesztett növények (rozs, árpa, triticales) közül a leggyengébb homoktalajokra még ajánlott rozs termesztése sem mindenhol rentábilis, helyenként inkább csak időszakos legelőként hasznosítható (Cserni 1995). *Kedvezőtlen adottságaik ellenére a humuszszegény talajok évszázadok óta művelés alatt*

állnak, mivel környezetükben általában még kedvezőtlenebb adottságú (vízjárta vagy homokbuckás) termőhelyek vannak. Az évszázados művelés hatására eredeti állapotukban ritkán fordulnak elő, fizikai-kémiai tulajdonságaik jelentősen megváltoztak (Gerei 1992).

A homokbuckások kedvezőtlen természeti adottsága még, az alacsony humusztartalom és a nagy homoktartalom mellett, a művelést nehezítő *élénk domborzat* is. A természetes állapotban és a felszín bolygatása esetén is, a művelhetőséget és az ökológiai feltételeket egyaránt rontja a defláció. A homokbuckások szántóművelés szempontjából kedvezőtlen jellemzője továbbá a *mélyen elhelyezkedő talajvíz is. Ökológiai-tájtörténeti megközelítésben a homokbuckások futóhomokjának szántóművelése szélsőséges esetnek, tájhasználati anomáliának tekinthető.*

A futóhomokoknál valamivel kedvezőbb adottságai vannak a humuszos homok, és a többretegű humuszos homoktalajoknak (Gerei 1992), melyek inkább a homokos síkokra jellemzőek. Kisebb mértékben, de esetükben is számolni kell a deflációra való hajlammal. Az agyagfrakció magasabb arányából és nagyobb a humusztartalomból eredően termékenységük jobb, mint a futóhomoké. Az öntözési lehetőségek mind a homokbuckásokban, mind a homokos síkokon természetszerűleg korlátozottak, de az utóbbiak esetében kedvezőbb a helyzet a felszínhez közelebbi talajvízszintek (2–4 m) miatt. A homokos síkokon nem mindenhol előnytelenek a természeti adottságok a szántógazdálkodás számára. A humuszszegény talajú altípuson ugyan a fentiek miatt közepesen rossznak számítanak az adottságok, azonban a termékeny csernozjom jellegű homokkal borított síkon már kedvező feltételeket talál a szántóművelés.

A lápos réti-, a szolonyeces réti- és a típusos réti talajok leggyakoribb termesztést korlátozó tényezője a réti laposokban a *nagy agyagtartalom* és a *láposodás, mocsarasodás*. A nagy agyagtartalom a talaj szélsőséges vízgazdálkodását, kedvezőtlen tápanyag-gazdálkodását eredményezi, ugyanakkor művelési (agrotechnikai) nehézséget is jelent, ami jelentősen rontja a mezőgazdasági termesztés feltételeit.

A kutatási területen is előfordul helyenként *tömör karbonátréteg* (tavi vagy réti dolomit, illetve mészkő) a laposokban, melyet a Kreybig-féle talajtérképek is jeleznek „gyökérfejlődést gátló szint a felszínhez közel” megnevezéssel. Ez a lokális talajadottság nemcsak növényfiziológiai szempontból hátrányos, hanem egyúttal a művelés agrotechnikai gátját is jelenti.

A láposodás, mocsarasodás esetén a talaj szélsőségesen víztelített. Ez a felszínen a lápos réti talajok egészének, a szolonyeces- és a típusos réti talajok jelentős hányadának időszakos, vagy állandó vízborításában nyilvánul meg. A réti talajokon biztosan jó termésre csak a száraz években lehet számítani (Jakab 2006), hosszútávon a mezőgazdasági termelés meglehetősen kockázatos. A 20. században lezajlott vízügyi beavatkozások ellenére magas talajvízállású időszakokban, a laposokban mindig számítani kell a felszíni vizek megjelenésére. Extrém csapadékos években az átlagos belvízi elöntés nagyságának többszöröse is előfordulhat (Pálfai 2004), ami a kiterjedt vízborítás mellett a relatíve magasabb térszíni helyzetű réti talajok tartós víztelítettségével is jár. A láposodással-mocsarasodással jellemezhető, időszakosan vízállásos vízjárta területeket, tavakat, nádasokat a Kreybig-féle talajtérképek is feltüntetik.

Annak ellenére, hogy a réti talajok természetes termékenysége általában nagyobb, mint a gyengén humuszos homoktalajoké, mégis inkább ez utóbbiakat művelik elsősorban a réti talajok gyakori elöntése miatt. A homoktalajok mellett szól a könnyű mechanikai összetétel, ezáltal a könnyebb fizikai művelhetőség is.

A szikes laposok szoloncsák-szolonyecei és a szoloncsákjai a művelésre legkevésbé alkalmas termőhelyek. Termékenységüket, művelhetőségüket több tényező egyidejűleg rontja. A jelentős mértékű *szikesedésnek* több közvetlen (pl. lúgosság) és közvetett hatása (pl. szélsőséges nedvességviszonyok) van. Mellettük a nagy agyagtartalom önálló tényezőként is a

természeti agroökológiai potenciál korlátozó tényezője, ami a hátrányos ökológiai következmények mellett a fizikai művelhetőséget is rontja. A réti talajokhoz hasonlóan („perctalajok”) a vegetációs időszak jelentős részében vízzel borítottak, vízzel telítettek a szokványos időjárási körülmények között, ami szintén káros mindkét, előbb említett (termékenységi és művelhetőségi) szempontból. A szántóművelésre csak feltételesen, illetve egyáltalán nem alkalmas, meszezéssel feltételesen vagy nem javítható szikeseket a Kreybig-féle talajtérképek is jelölik a kutatási területen.

A szőlőművelés számára a legkedvezőbb a 1,5–4 méter között húzódó átlagos talajvízszint (Dömsödi 2006). Ez leginkább a homokos síkokon fordul elő, ahol a homoktalaj filoxéramentessége és nagy albedója erősítő, deflációveszélyessége gyengítő tényező. A löszös síkok is hasonlóan kedvező adottságokkal bírnak a szőlőtermesztés szempontjából, azonban a Magyarországra a 19. század végén eljutó filoxéra itt már veszélyeztető tényező. A homokbuckások helyenként túl mélyen húzódó talajvize korlátozza a szőlőművelést, de a rónásítással, a felszín planírozásával már alkalmasabbá tehetők a termesztésre. A szikes és réti laposok talajainak víztelítettsége kizárja a szőlőművelést a növény gyökérfulladása miatt és a szikesedés is káros lehet a termesztett növényállományokra. Kevés kivételtől (pl. dió, szilva) eltekintve a tartós vízborítás a gyümölcsfák számára is káros (Szalay 2010).

A gyümölcstermesztés szempontjából hasonlóan értékelhetjük a tájtípusokat és azok jellemvonásait, mint a szőlőművelés szempontjából. Ennek a tájhasználati módnak is a legalkalmasabbak a jobb minőségű humuszos homok és a lösz alapkőzetű talajok (Papp 2003). Ezek a vizsgált területen főként a homokos és a löszös síkokon találhatók meg humuszos homok, csernozjom jellegű homok, mészlepedékes csernozjom formájában. A cementált édesvízi karbonátok felszínközeli előfordulása a szikes és réti laposok tájtípusában, de a homokbuckások helyenként cementált homokkőve (csillige) is a sekély termőréteg miatt jelent különösen nagy hátrányt a szőlő- és gyümölcstermesztés számára. A homokbuckások humuszszegény ($0,5\% >$ humusztartalom) futóhomok-váztalaja egyébként is telepítésre való alkalmatlanságot jelent, miként a nagy agyagtartalom is (Papp 2003), ami a réti és szikes laposokat jellemzi. Szintén kizáró tényező a magas ($0,1\text{--}0,15\% <$) vízben oldott összes sótartalom és a túl nagy lúgosság (Szalay 2010). Ezek értelemszerűen a szikes laposok attribútumai, de a réti laposok szikesedettebb talajú tájrészeiben is fennállhatnak. A gyengén humuszos futóhomok-változat tulajdonsági is távol állnak a telepítésre javasolható talajokétól. A talajvízszint ideális mélysége 1–1,5 méter körül van (Papp 2003), ami a kutatási terület homokos és a löszös sík részein a vegetációs időszakban jelentkezik. Az ideálisnak tekinthető $1,5\text{--}3,0\%$ humusztartalom csak a löszös síkokon jelentkezik.

Mind a szántógazdálkodás, mind a szőlő- és gyümölcstermesztés esetében nagy jelentősége van a talajjavításnak, még a kedvezőbb adottságú tájtípusok területein is. A homoktalajok lápföldezéssel, tőzeg vagy lignit alkalmazásával, zöld-, szerves és műtrágyázással (réteges homokjavítással) tehetők termékenyebbé, a szikes talajok meszezéssel (lössz, gipsz, anhidrit, mészkőpor, mésziszap stb. terítésével) (Filep 1999, Dömsödi 2006).

A gyepegazdálkodás természeti potenciáljának mértékét úgy is kifejezhetjük, ha azt határozzuk meg, hogy az adott táj potenciális vegetációjában mekkora a gyeptípus aránya és azon belül a biomassza-termelés mértéke (szénahozam). A réti laposok kiemelkedően magas természetes biomassza-termeléssel rendelkeznek, esetükben azonban a vízborítás – főként időbeli – korlátozó tényező lehet. A gyepek csak leszáradásuk után kaszálhatók, de a vízborítás a (szarvasmarhafélékkel, pl. szürkemaráhával, bivallyal történő) legeltetést nem zárja ki. A gyepeken kívül a mocsarak is a legeltetés színtereként szolgálhatnak. A legösszetettebb, legintenzívebb gyephasznosítás számára (legeltetés-kaszálás, sarjűlegeltetés, sarjúkaszálás) a nedves, nyárra leszáradó gyepek adnak lehetőséget. A szikes laposok hasonló adottságokkal bírnak a gyepegazdálkodás szempontjából, de a szárazabb gyeptípusok

biomassza-produkciója valamivel kisebb. A homokos és löszös síkok potenciális, zárt gyepvegetációja szintén kedvező hasznosítási feltételeket nyújt a gyepgazdálkodás számára. A két tájtípus közül az utóbbi természetes szénahozama a nagyobb, köszönhetően a jóval termékenyebb talajoknak. A gyepgazdálkodás szempontjából kedvezőtlenebb természeti adottságokkal a homokbuckások rendelkeznek, gyér nyílt homoki gyepvegetációjuk legfeljebb csak extenzív legeltetéssel és rövid ideig hasznosítható fenntartható módon. A természetvédelmi gyakorlatban, a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság működési területén még az extenzív legeltetést is kerülik, mivel több veszélyeztető tényezővel (pl. degradáció, inváziós fajok terjedése) jár, mint természetvédelmi előnnyel.

A nádgazdálkodás természeti feltételei (nagy kiterjedésű, sűrű, zárt, homogén vagy kevés egyéb fajt tartalmazó nádállomány) értelemszerűen csak a vízjárta szikes és réti laposokban adóttak. Ezeken belül is csak a szikes és édesvízi mocsarak egyes típusaiban (a nyílt vizek aljzatában gyökerező vagy a part menti sekély vízben álló vagy kiszáradó nem tűzegképző nádasok, a tűzegképző nádasok és a kisebb-nagyobb mértékben zsiókás [szikes vizű] nádasok esetében) vannak meg a feltételei. A kutatási terület délnyugati részének kiterjedt nádasai (Ágasegyházi-rét, Orgoványi-rét) jelentős potenciált képviselnek a nádgazdálkodás számára.

5.2.2. A kiemelkedő biológiai és tájképi potenciált képviselő, természetközeli területek lehatárolása

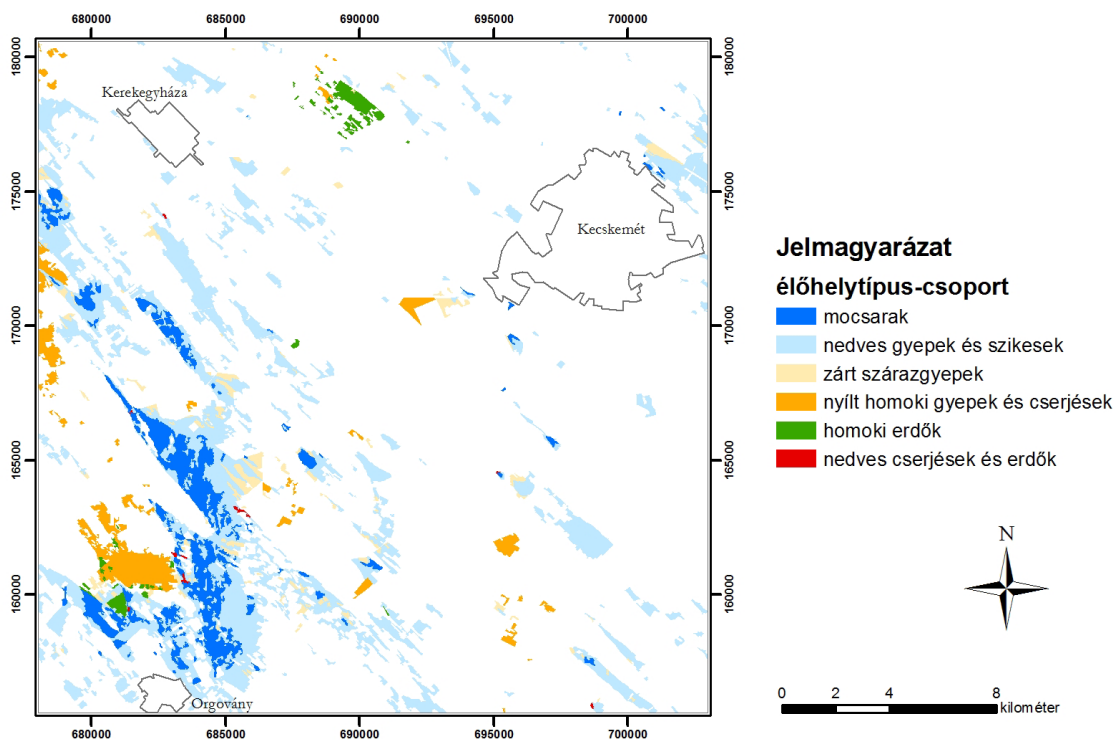
A táj biológiai potenciálját tükrözi a természetes-természetközeli területek borításának mértéke. A természetközeli területek kiemelkednek ökológiai jelentőségükkel a csak félig természetes és a nagyobb mértékű antropogén hatás alatt álló tájrészletek közül, de az egyes természetközeli területek is különböznek a természetességük szintje alapján. ***Tájvédelmi megközelítésben a biológiai potenciál ott a legnagyobb, ahol az élőhely leginkább természetes, ahol a legnagyobb a fajgazdagság, és ahol a legritkább életközösségek, illetve fajok lelhetők fel.*** A kutatási területen a természetközeli élőhelyek és élőhely-együtteseket (a természetközeli területeket) határoltam le, de az élőhelytípus-csoportokhoz való tartozáson kívül egyéb ökológiai jellemzőiket (pl. természetesség, ritkaság, fejlettség, stb.) nem vizsgáltam, mivel célkitűzéseim miatt elsősorban a tájvédelmi jelentőségükre és a felszínborításban játszott szerepükre fókuszáltam.

Az élőhelytípus-csoportok térképére (11. ábra) rátekintve legelőször az állapítható meg, hogy a természeti területek egyenlőtlenül fedik a vizsgált tájrészletet. A természetközeli területek elsősorban Kecskeméttől északnyugatra és délre, valamint Hetényegyháza-Jakabszállás vonalában hiányoznak, ami ***természeti és tájtörténeti okokkal egyaránt magyarázható.*** A löszös talajú területek közismerten régóta művelés alatt állnak és felhagyásra sem kerültek, ezért itt természetközeli növényzet sem tudott fennmaradni vagy regeneráció révén kialakulni. Ráadásul Kecskeméttől északnyugatra és délre a löszös síkok alig tagoltak, ezért néhány szikes lapost leszámítva a vizes élőhelyek is hiányoznak. Hetényegyháza-Jakabszállás vonalában homokos síkok és homokbuckások képeztek egybefüggő homokvidéket, amelynek sajátos tájtörténete, többszörös tájhasználat-változása ahhoz vezetett, hogy itt sem fennmaradni, sem regenerálódni nem tudott a természetközeli növényzet (lásd 5.3. fejezet). Más hasonló természeti adottságú tájrészletben erre több esély volt, így pl. a kőcsögi homokbuckásban, ahol nyílt homoki gyepeket és cserjéseket még ma is találunk néhány foltban. Itt valószínűleg a periférikus fekvés is szerepet játszott a megőrzésben.

A kutatási területen a legnagyobb kiterjedésű és legtöbb élőhelytípusból álló természetközeli területeket Fülöpháza-Ágasegyháza-Orgovány térségében találjuk, melynek oka, hogy ahogyan a térségében jellemzően, úgy itt is a természeti adottságok (vízjárta és állandóan vízzel borított térszínek, nehezen művelhető, tagolt homokbuckások) nagy területen gátolták

az intenzívebb hasznosítást (Iványosi Szabó 1996, 2001, Biró–Molnár 1998). A kutatási terület többi részén is szembeűnő, hogy leginkább a vízjárta laposok őrizték meg főként nedves gyepek és szikesek, kisebb részben mocsarak formájában a természetközeli növényzetet, vagy biztosították a lehetőséget annak regenerálódásához. A 20. század második felétől már a természetvédelem is konzerváló hatással bír a természetközeli területek nagyobbik hányadára. A legváltozatosabb és legnagyobb kiterjedésű természetközeli tájrészletek (Ágasegyházi-rét, Orgoványi-rét, a Fülöpháza környéki szikes laposok, a Fülöpháza-Orgoványi buckavidék egyes részei) a Kiskunsági Nemzeti Park oltalma alatt állnak.

Amennyiben a többi kiemelt oltalmat biztosító természetvédelmi kategóriát (Natura 2000 területek, országos jelentőségű természetvédelmi területek) is figyelembe vesszük, a KNPI nyilvántartása alapján **a természetközeli területek kb. 57%-a védett, míg a fennmaradó részen a táj- és természetvédelem lehetőségei jóval korlátozottabbak.** A természetközeli állapotúnak minősíthető területek közül – egy kivétellel (Mária Kápolna-rétje) – valamennyi országos jelentőségű. A kutatási területre eső másik két helyi jelentőségű terület (Kertészeti Egyetem Főiskolai Karának botanikus kertje, Széktói Szabadidőközpont) ökológiai értelemben nem természetközeli állapotú, csak speciális természeti jellemzőik miatt kaptak védelmet.



11. ábra. Az élőhelytípus-csoportok térképe

A kiemelt területi oltalomban nem részesülő részekben a védett fajok előfordulása vagy az ún. érzékeny természeti területhez [2/2002. (I. 23.) KöM-FVM együttes rendelet], Országos Ökológiai Hálózathoz (Országos Területrendezési Tervről szóló 2003. évi XXVI. törvény) való tartozás támaszthatja alá az élőhelyek védelmét. Amennyiben az érzékeny természeti területeket és az Országos Ökológiai Hálózathoz tartozó területeket is számításba vesszük, azt állapíthatjuk meg, hogy 98%-nyi rész áll valamiféle területi alapú természetvédelmi oltalom alatt. Kihirdetett védettség hiányában a kiemelt oltalomban nem részesülő területek (41%) fennmaradása csak elviekben biztosított, hosszú távon, maradéktalanul egyáltalán nem

garantált. Az érzékeny természeti területek és az országos ökológiai hálózat figyelembe vétele után is marad 2%-nyi természetközeli terület Kecskemét térségében, ahol csak a védett fajok jelenléte alapján óvhatók meg az élőhelyek (azonban ezeken a foltokon ilyen fajok előfordulása, egy-két kivételtől eltekintve, jelenleg még nem ismert).

5.3. A tájhasználat és felszínborítás változása, a természeti- és szocioökonómiai tényezők szerepe a tájfejlődésben

A vizsgált terület társadalmi-gazdasági (szocioökonómiai) viszonyaiban a 18. század végétől olyan jelentős változások következtek be, melyek a felerősödő tájhasználat következményeként a felszínborítás drasztikus megváltozását is eredményezték. A továbbiakban a különböző idősíkokra vonatkozó felszínborítási térképek alapján, tájtörténeti megközelítésben vizsgálom meg a szocioökonómiai változások és a természeti tényezők hatását a tájfejlődésre. A tárgyalt idősíkok felszínborítását a felszínborítási típusok (gyep, erdő, szántó, természetes vízborítás stb.) arányaival és a szórványok (tanyák) sűrűségi értékeivel jellemzem.

5.3.1. Felszínborítás a 18. század végén (1783)

Az I. katonai felmérés térképállománya – a térképek jelentős torzításai, rajzi pontatlanságai, rossz vizuális interpretálhatósága miatt – a különböző idősíkokat átfogó részletes térbeli összevetéshez, pontos értékeléshez nem, legfeljebb csak durva becsléshez alkalmazható. A 18. századvégi felszínborítás vázlatos áttekintésére azonban lehetőséget nyújt, mely jól tükrözi a korabeli tájhasználati viszonyokat (12. ábra).

A gyepterületek becsülhetően magas részaránya (80–90%) utal a térségben domináns tájhasználati módra, a külterjes legeltetési nagyállattartásra, amely a török hódoltság kényszerű gazdasági berendezkedésének a maradványa a területen (Lettrich 1968, Beluszky 2001). Az állandóan gyepként (legelőként és kaszálóként) használt területek aránya ennél valamivel kisebb lehetett, hiszen az erősen tagolt, száraz, gyér vegetációjú, lokálisan növényzetmentes futóhomok-buckásokat feltehetően csak időnként tudták legeltetni. A széltörő hatású felszínborítás hiánya, *a táj fátlansága* (Biró 2008), *a legelőterületek beszükülése miatti túllegeltetés* (Lettrich 1968, Pető et al. 2014) és a 18. század második felétől mind szárazabbá váló (Rácz 2000, Szilágyi 2011, Iványosi Szabó–Hoyk 2016), *a század vége felé pedig kifejezetten aszályos éghajlat* (Pálfai 1992) *együttesen okozta a sívó futóhomok-felszínnek nagy kiterjedését* (Iványosi Szabó 2001, Biró–Molnár 1998, Biró et al. 2015). Ez elsősorban a homokbuckásokat érintette, melyek ekkor nagyrészt kopárak, fátlanak voltak a korabeli források szerint (Molnár 2008b). A katasztrofálisként leírt „homokveszedelem” jelensége mögött tehát komplex okok húzódnak meg. A kutatási területen becslésem szerint 5–10% is lehetett a növényzetmentes, vagy csak gyér növényzetű futóhomok borítása.

Az erdőterületek kiterjedése a kutatási területen ekkor még csak 1%-ra tehető, mivel csak néhány nagyobb egybefüggő erdő fedte a tájat. Ezek elnevezései az „Öreg-erdő” (a mai Nyíri-erdő), a „Kis-erdő” és a „Nagy–Talfája-erdő”. A korabeli források (pl. Országleírás cit. Eperjessy 1979) szerint tölgyerdőkről van szó (Biró 2008). A kisebb erdőfoltok, facsoportok megléte Mária Terézia erdőrendtartási rendelkezésével (1769) lehet összefüggésben (Biró 2008). A gye- és az erdőterületek részesedése tehát teljesen eltért a mai felszínborítási viszonyoktól, egymáshoz viszonyított magas, illetve alacsony arányuk az idők folyamán fokozatosan megfordult.

A forrástérképek alapján készített adatbázis szerint a szántók részaránya 5–10% körüli volt a 18. végén. *A Kecskemét körüli táj határhasználat, beleértve a szántó- és*

szőlőművelést, tanyás gazdálkodást is, ekkoriban szorosan összefüggött a termőhely-minőséggel (Lettrich 1968), melyet adataim is alátámasztanak (6. táblázat). A szántók földrajzi elhelyezkedése is jelzi, hogy legkorábban a jobb talajadottságú, magas termékenységi potenciálú területeket, löszös síkokat vonták művelés alá (Biró 2006, Biró et al. 2015). Ez Kecskemét térségében elsősorban Városföldre volt jellemző.

A szőlő-, gyümölcs- és egyéb kertkultúrák területe (a továbbiakban röviden: kertkultúrák területek) két különálló, de önmagukban összefüggő, csaknem teljesen zárt zónát képeztek Kecskemét körül (Öreg-hegy és Széktó térsége). Ebben az időszakban ez Kecskeméten szőlőtermesztést jelentett elsősorban, mely hosszú történelmi múltra tekint vissza a város környékén (Iványosi-Szabó 2002). Az Eperjessy által közölt (Eperjessy 1979) Országleírás (1783) is szőlőskertetet („Weingärten”) említ (Fördös 1934). A szőlőterületek a térképi forrás (AGROTOPO-adatbázis, Kreybig-féle Átnézetes Talajismereti Térképsorozat) alapján egyértelműen a homokos talajú térszínhez kötődtek, a szőlőknek csak kisebb hányada lehetett löszön. Közvetlenül a város körül a vízjárta területek épp a néhány méterrel alacsonyabb helyzetű löszös térszínre jellemzőek. **Feltehető, hogy a szőlők telepítésekor az inkább legeltetésre, kaszálásra való vízjárta helyeket kerülték el, ezért itt nem zárt a Kecskemét körüli kertkultúrák gyűrű.** A forrástérkép torzítása miatt, Fördös (1934) adata (3267 hold) alapján 2–3%-nyi részesedésük becsülhető. Mind a szőlő-, mind a szántóterületek kiterjedését ekkoriban még hátráltatta a legeltetéses állattartáshoz fűződő, hathatósan érvényesített magánérdek (Iványosi-Szabó 2002) és az egyéb, pl. a tanyásodást fékezni igyekvő településigazgatási érdek.

6. táblázat. A szántók és tanyák (és egyéb szórványok) területi elhelyezkedése a talajértékszám-osztályok szerint a 18. század végén

	TÉSZ 0–10	TÉSZ 11–40	TÉSZ 41–80
Szántók területének aránya	6%	38%	56%
Tanyák számának aránya	14%	42%	44%
TÉSZ-osztályok ter. aránya	55%	24%	21%

A természetes vízborítások (mocsarak, lápok, szikes tavak stb.) későbbi időszakok felszínborításához képest kisebb foltszáma és aránya (1–2%) egyaránt száraz viszonyokat jelez. Kecskemét 8 km-es sugarú körzetében mindössze tíz felszíni víztestet azonosíthatunk ebben az időszakban. Jól felismerhető pl. a Szék-tó, a Büdös-tó (Alsó–Szék-tó) mellett a Csalánosi-tó vízborítása is (Fördös 1934). Sok tó és mocsár ábrázolása azonban hiányzik, helyükön gyepeket találunk. Az állóvizek mellett lassú vízfolyású természetes erek, mesterséges vizes árkok is felismerhetők a forrástérképen. A Csukás-ér határozott vonallal, keskeny sávban jelenik meg. Kecskemét a térképlapon vízesárokkal körülvett, szabálytalan halmazos alaprajzú, a mainál jóval kisebb település. Az Országleírás szerint a várost övező keskeny árok mocsaras volt, és a kapuknál hidak voltak rajta. Területe a 18. század végén a mai központi belterület kb. 1/10-e, a kutatási terület 0,4%-a. A vizes árokba a városközpontból két másik árok is torkollott. Ezek egyike a Dellő-tó vizével volt kapcsolatban (Juhász 1998). A kutatási területen más falvat, várost nem, csak szórványosan előforduló tanyaépületeket, szállásokat, egyéb építményeket (pl. szélmalom) találunk.

Az I. katonai felmérés térképei a tanyásodás kezdeti stádiumát mutatják. A kutatási területen a tanyák (szállások, mezei kertek), egyéb szórványok száma még csak 494 volt. Feltehetően ezek ekkor már olyan állandóan vagy ideiglenesen lakott, tartós épületek lehettek, ahol a tanyatulajdonos által megbízott „kertész” élt (Fördös 1934). Fátlan tanyát keveset találunk, az alig erdős tájban a tanyák fásítottága igen feltűnő. Tágabb kitekintéssel, a

kutatási területen kívüli szomszédos térségét is megvizsgálva feltűnő az is, hogy **a tanyák a jobb talajadottságú, löszös térszíneken sűrűbben fordultak elő**. Kecskemét és Nagykőrös között, a pásztásan megjelenő, lösz és homok alapkőzetű térszinek váltakozása a tanyák sűrűségének változásában, a homoktérszinek ritkább tanyásodottságában is megnyilvánul. A Kecskemétre centrálisan összefutó dűlőút-hálózat is sűrűbbé válik a tanyákkal sűrűbben betelepült tájrészekben, Kecskeméttől keletre és délre. A tájtípusok foltterképének és a szórványok pontadatbázisának térinformatikai egybevetése alapján, a homokbuckás térszíneken alig találunk tanyát, de a néhány átfedést mutató találat is olyan térképészeti hiba eredménye lehet, mely az eredeti forrásból származik (13. ábra).

Úgy tűnik, a mai Kerekegyházától délkeletre nyúló löszsávban nem voltak még tanyák, illetve szórványok, legalábbis nagy számban biztosan nem. A tanya nélküli, nagy kiterjedésű homoki gyepterületek a közösségi használatú legelők színterei ekkor, melyek földrajzilag jól körülhatárolhatók. A kutatási területen a tanyák és szórványok eloszlása – a vázolt természetföldrajzi okokból – teljesen egyenlőtlen, helyileg koncentrált ebben az időszakban.

5.3.2. A 19. század közepéig történő felszínborítási változások (1783–1864)

A népesség növekedése, a külterjes legeltetés szerepének csökkenése és a 19. század eleji gabonakonjunktúra hatására a szántóművelés térhódítása indult meg a gyepterületek rovására, amivel szorosan összefüggött a tanyásodási folyamat is (Lettrich 1968, Berényi 1980, Beluszky 2001). A gyepek, cserjés-ligetes gyepek részaránya nyolc évtized alatt 80–90%-ról kb. 46%-ra csökkent, miközben a szántók részaránya 5–10%-ról kb. 41%-ra nőtt a kutatási területen (a gyepek forrástérkép alapján számított értéke 42%, mely a ligetes-cserjés gyepeket nem tartalmazza). A térben visszaszoruló gyephazsárván belüli változások, pl. a juhtartás jelentőségének növekedése a 19. század első felének gyapjúkonjunktúrájával is összefüggésbe hozható (Biró et al. 2015). A vizsgált időszak végének (19. század közepe) felszínborítását (a 4.4. fejezetben leírtak szerint módosított változat) a 14. ábra szemlélteti.

A homoki és az egyéb kedvezőtlen termőhelyi adottságú területeken is jelentős a szántók és a tanyák terjeszkedése a vizsgált időszakban, a tanyásodás folyamata fokozódott. **A termőhely-minőség és a tanyák elterjedése közötti kapcsolat „fellazult”**, köszönhetően a homoki szőlőültetvények létesítéséhez kapcsolódó tanyásodásnak (7. táblázat). A homoki térségben vizsgálatom szerint a tanyasűrűség a 0 körüli értékről 19 tanya/km²-re nőtt, szemben az átlagos 3 tanya/km²-es értékkel. A legsűrűbb tanyahálózat a „Széktói-szőlőkben” és a Kecskemétet északról övező szőlők városhoz közelebb eső részén alakult ki (15. ábra). A kertkultúrák területek (szőlők) aránya 4,5% körüli volt a térképi forrás szerint a 19. század közepe táján.

7. táblázat. A szántók és tanyák (és egyéb szórványok) területi elhelyezkedése a talajértékszám-osztályok szerint a 19. század közepe

	TÉSZ 0–10	TÉSZ 11–40	TÉSZ 41–80
Szántók területének aránya	17%	31%	52%
Tanyák számának aránya	30%	30%	40%
TÉSZ-osztályok ter. aránya	55%	24%	21%

Megjegyzendő, hogy a tanyásodás spontán folyamatát kezdetben a politikai akarat, a helyi vezetők rendelkezései sem tudták megállítani, illetve szabályozni, később – a helyzetet elfogadva – pedig már szervezett telepítéseket hajtott végre a város vezetése és néhány földbirtokos (Lettrich 1968, Für 1983, Beluszky 2001). A homokterületek felparcellázása,

rajtuk a szőlőültetvények és a tanyák létesítése a szőlős vagy kertségi tanyák típusát hozta létre (Lettrich 1968, Für 1983). A művi struktúrák (úthálózat, parcellarendszer) kialakítása településszerkezeti jellegzetességek megjelenésével, tanyasorok formálódásával is járt. A korábbi hálózat bővítéseként kialakított új dűlőutak is a tanyasorok létrejöttét segítették. A szórványok pontadatbázisa felismerhetően rajzolja ki ezeket a tanyasorokat, pl. a „Csődőri Szőlőhegy” (ma: Kecskemét Ménteleki-tanyák tanyakerülete), „Halesz szőlők” (Helvécia), Köncsőgpusztá területén vagy a kerekegyházi Bogárzó mentén. Szórványokban szegény területeket már csak a kiterjedt vízborítások (pl. Ágasegyházi- és Orgoványi-rét), valamint a homoki legelők és homokbuckások térségében találunk.

Az erdőterületek (zárt erdők) részarány-változása (1%-ról kb. 4%-ra) jelzi, hogy az 1790-es évektől már megindult a futóhomok-fásítás a „homokveszedelem” meggátlására (Lettrich 1968, Biró–Molnár 1998, Biró 2006, Iványosi Szabó–Hoyk 2016). Az erdőterületek II. katonai felmérés alapján számított részaránya jóval nagyobb (9%), mint saját becslésem alapján (4%). Becslésem egy olyan számításon alapul, melyet a módszertani részben leírtak szerint módosított térinformatikai állományon végeztem. Az ebben szereplő adatokkal számolva a telepítésekkel létrejött erdősítések részarányát 2–3%-ra becsülhetjük, melyet 1%-nyi természetes eredetű erdő egészít ki. A fennmaradó 5%-nyi részt a gyepek (cserjés-ligetes gyepek) felszínborítási típusba soroltam. Az erdősítések felívelésével párhuzamosan a homokbuckások spontán cserjésedése is megindult, ami feltételezhetően összefüggött a marhatartás visszaesésével is (Biró et al. 2015). Az erdősítések nagyobb mérvű kibontakozását a 19. század első felének egyértelműen száraz klímája (Rácz 2000) még nagyban akadályozhatta.

A természetes vízborítások mért kiterjedése (3,6%-nyi részesedéssel) magasnak számít a teljes vizsgált időszakon (1783–2009) belül, ami látszólag ellentmond annak, hogy az 1861–1864 kifejezetten száraz időszak volt (Pálfai 2004). Valószínűleg a korábbi csapadékosabb éveknek köszönhető vízviszonyok mutatkoztak meg a zömében 1860–61-ben térképezett kutatási területen.

Növekedett a zárt beépítésű településterületek nagysága is (kb. 0,7% volt ekkor részesedésük). Az 1856-tól tervszerűen kiépített Kerekegyháza (Vincze 1942) szabályos utcahálózatával jelenik meg a térképen. A téglalap alaprajzú települést, a párhuzamos utcák kisebb téglalap alaprajzú telektömbökre osztják, ahol az épületek az utcafronton, egymástól távol, elkülönülten állnak. Kecskemét „ősi”, szabálytalan utcahálózatú településmagja és az ugyancsak tervezett telekstruktúrájú „Újváros” a 19. század első felében újabb tervszerűen kialakított városrészekkel (Máriaváros, Mezeiváros, Ürgés, Muszáj, Rávagy szabályos, párhuzamos utcahálózatú településrészeivel) gyarapodott (Bende 1929, Juhász 1998). A korabeli térképek összevetése alapján úgy tűnik, hogy a várostól nyugatra és délre létrejövő új településrészek főként korábban megművelt területeket (szántót, kisebb részben szőlőt) foglaltak el.

A szórványhálózat bővülését mutatja, hogy **a tanyák száma megnégyszereződött a 18. század végi állapothoz képest**. A tanyásodásnak ebben, a 19. század közepén (az osztrák-magyar kiegyezés táján) lezáruló kezdeti időszakában beszélhetünk leginkább a „valódi” tanyáról (Beluszky 2000), melyet a belterületi házzal együtt alkotott lakó- és gazdálkodási egység jellemzett. A tanya – a néprajzból eredő szakkifejezéssel élve – tartozéktelepülés volt. A tanyákat ekkor (a tulajdonosok) még csak ideiglenesen lakták (Lettrich 1968), vagy ún. kertésszel, cseléddel működtették (Beluszky 2001). A vasúti közlekedési hálózat kiépülése is ebben az időszakban kezdődött a térségben az 1853–54-ben átadott, Kecskemétet Cegléddel és Szegeddel összekötő vasútvonal létesítésével (Juhász 1998).

5.3.3. A 19. század második feléig lezajló felszínborítási változások (1864–1883)

A vizsgált tájrészben a III. katonai felmérést (1881–83) megelőző két évtized is feltűnő változásokat eredményezett a tájban. A szántók tovább terjeszkedtek, ami a gyepterületek helyenkénti elszigetelődését, fragmentációját okozta. A szántók és gyepek részaránya ebben az időszakban 47% és 35–36%, amennyiben az erdőnek jelzett, de a valóságban inkább ligetes-cserjés gyepeket nem számítjuk. A gyepek részaránya, a módosított felszínborítási térkép alapján, a ligetes-cserjés gyepek figyelembevételével 39%.

Az erdőterületek aránya (kb. 4–5%) is nőtt kissé valószínűsíthetően. A mért kb. 1%-nyi növekedés önmagában nem jellemzi a lokális és természetességi változásokat, amelyeket csak a térképek részletesebb elemzésével állapíthatunk meg. A legnagyobb kiterjedéssel megvalósult új erdőtelepítések jellemzően a futóhomokos, mozgó buckásokra koncentráltak. Közöttük volt a „Görögök homokja” határrész (más néven a kerekegyházi „Farkasné-erdő”) és az izsáki „Csírahomok”, ahol a II. katonai felmérés külön jelzéssel vegetáció nélküli futóhomok-felszínt ábrázol. Ezzel szemben, a feltételezhetően természetes eredetű (Biró 2008) „Nagy–Talfája-erdő” fogyatkozásnak indult, továbbá eltűnt egy Kerekegyházától keletre fekvő erdőterület is, mely nagyobb részt szőlőnek, kisebb részt szántónak adta át a helyét összefüggésben a tanyásodással. A 19. század elején telepített, 540 hektáros „Szarkás-erdő” a század végére már fragmentálódni kezdett. A letermelt erdőrészek helyét itt is tanyás szántók és szőlők foglalták el.

A kertkultúrák területek részaránya alig változott, leginkább stagnált (4,4%), térbeli elrendeződésük azonban módosult. Voltak olyan területek, mint például Kecskemét zárt településével északról határos, sűrűn tanyásodott terület (Budaihegy, Vacsihegy, Körösihegy), ahol a szőlőművelést a szántógazdálkodás váltotta fel. Az AGROTOPO-adatbázissal való összevetés alapján itt a változással érintett területek talaja legalább háromnegyed részben homokos vagy löszös síkon képződött csernozjom jellegű homoktalaj, illetve mészlepedékes csernozjom, szemben a gyengébb termőképességű, tartósan szőlőként művelt gyengén humuszos homoktalajjal. A Kreybig-féle talajtérkép is döntően vályogtalajokat jelöl a megváltozott felszínborítású részekben.

Ezek a térbeli egybeesések a természeti agroökológiai potenciál felszínborítás-változásokra gyakorolt befolyását jelzik. Véleményem szerint ugyanis ***a Kecskeméthez közeli tanyás térségben a gabonakonjunktúra és a jó talajadottságok miatt megérte szántógazdálkodásra váltani a korábbi szőlőművelés helyén.*** Nem valószínű, de nem is teljesen kizárt, hogy Magyarországon az 1870-es évek második felétől elterjedő filoxéra (Beck 2005) pusztítása mozgatta ezt a helyileg jelentős felszínborítás-változást. A szőlők máshol, homokos termőhelyen is veszítettek területükből (pl. „Csödöri Szőlőhegy”), ami szintén a gabonakonjunktúrával magyarázható inkább. Ugyanakkor viszont Kerekegyháza térségében, ebben az időben jelentek meg előzőleg gyepeként vagy szántókként használt helyen a szőlők (pl. „Bordás szőlője”).

A művelt területek változásaitól eltérően a felszíni vizek kiterjedését a szocioökonómiai tényezők közvetlenül még nem befolyásolták. Az egész vizsgált időszakban (1783–2009) ekkor volt a legnagyobb a természetes vízborítások mért kiterjedése (3,8–3,9%-nyi részesedés), ami következménye az 1878-tól folyamatosan, több éven keresztül tartó nagyon csapadékos időjárásnak (Pálfai 2004).

A külterületek belterületekkel szembeni jelentőségének növekedését mutatja, hogy miközben a külterületeken egyre több lakóhelyként is működő tanya jelent meg, addig a zárt-települések területe csak elhanyagolható mértékben nőtt. Területi arányuk 0,8%-t sem ért el az 1880-as évek elején. A viszonylagos stagnálás magyarázata, hogy a városi lakosság új építései hangsúlyosan a külterületre, a tanyásodó területekre irányultak, ahová később a gyarapodó család valamely tagja kitelepülhetett. Az egyetlen jelentős zárt-települési (belterületi) változás

a mai Szent László-város településrész helyén, a központi településmagtól elkülönült lakóterület kialakítása volt. A laza beépítésű új belterületi városrész jellegzetessége, hogy a négyzetes vagy négyzethez közelítő téglalap alaprajzú telkek egy vízenyős mélyedés három oldalát övezték, egységes tömbbé csak később formálódott a városrész. **Ekkor még a beépített területek általában nem fedték a vízjárta, vízenyős területeket,** így a város délről övező „Libamezőt” és a téglavetők környékét sem, csak határosak voltak velük. Ez a természeti adottságokhoz való alkalmazkodásra utal.

A sok szálon még a városhoz kötődő népesség (beleértve a külterületi lakosságot is), növekedésével lehet összefüggésben, hogy a kecskeméti temetők területe megtriplázódott a vizsgált időszakban. A külterületek növekvő társadalmi fontosságát jelzi az is, hogy már tanyai temetőt is találunk a vizsgált területen, a mai Fülöpháza igazgatási területén.

A tanyák száma 1982-ről 3445-re emelkedett a kutatási területen a II. és III. katonai felmérés között. A tanyák számának gyors növekedése mellett fontos funkcionális változások következtek be a tovább formálódó tanyarendszerben. Lettrich az 1850–1890 közötti időszakot a tanyarendszer fejlődése második szakaszának nevezi (Lettrich 1968). Ehhez hasonlít Erdei korszakolása is, aki szerint a teljes tanyarendszer második korszaka a 19. század közepétől a 19–20. század fordulójáig tartott (Erdei 1976). Ebben az időszakban indul meg erőteljesen Kecskemét népességének kirajzása, miáltal a tanyák állandó jelleggel lakott, funkcionális értelemben is igazi szóróványtelepülésekké váltak (Lettrich 1968, Beluszky 2000, 2001). A tanya tartozéktelepülés-jellegét elveszítve, a mezőgazdasági termelési funkció megtartása mellett egyre inkább **lakóhelyi szóróványként** kezdett működni. Ez a változás a más típusú modernkori szóróványok (20. század végi -, 21. századi érdemi mezőgazdasági funkció nélküli lakóhelyek) tájban való megjelenését is megalapozta. A 19. század végi (III. katonai felmérés) felszínborítást (a 4.4. fejezetben leírtak szerint módosított változat) a 16. ábra mutatja be.

5.3.4. A 2. világháborút megelőző időszakig bekövetkezett felszínborítási változások (1883–1930-as éve közepe)

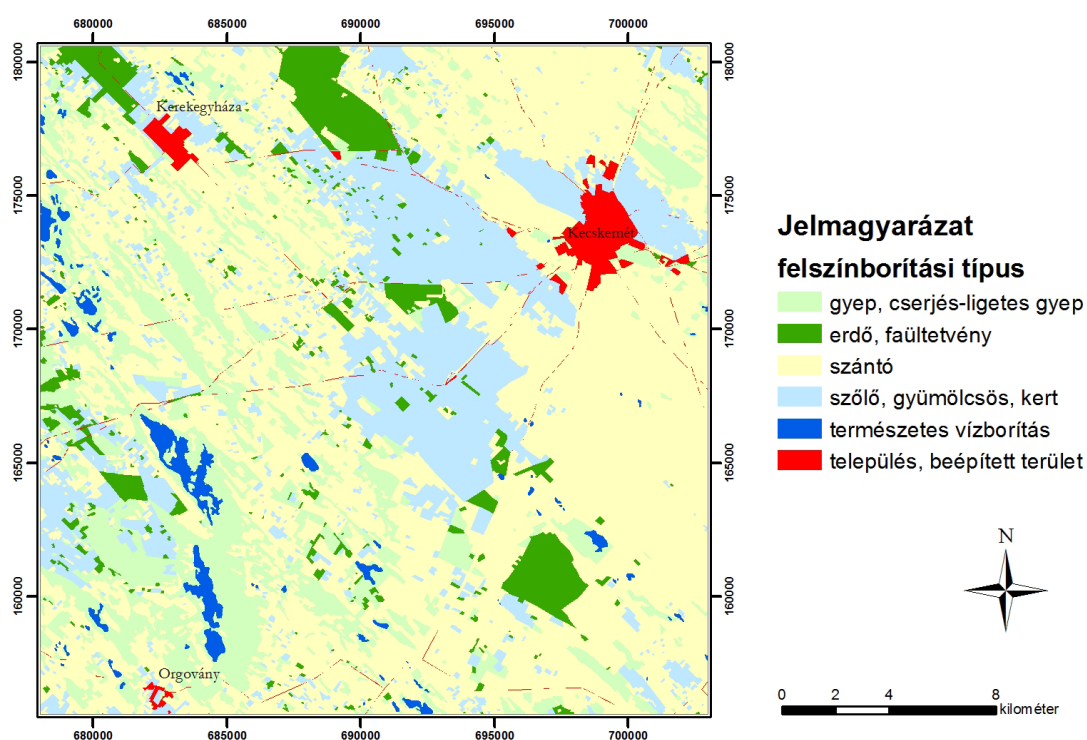
Az 1881–83-tól számított kb. 50–60 év mélyreható változásokat hozott a térség szocioökonómiai viszonyaiban, ezáltal felszínborításában (17. ábra) is (az elemzett időszak végének pontos ideje nem ismert, lásd: 5.4.3. fejezet). A mezőgazdasági termelés további intenzifikálódása, **a szőlő-, gyümölcs- és kertkultúra felvirágzása** (Lettrich 1968, Für 1983, Csátári 2006a), a legeltető állattartás jelentőségének csökkenéséhez és a gyephasználat drasztikus visszaszorulásához vezetett. **A gyepek aránya 17% körüli értékre (16,9%) redukálódott, a teljes elemzett időszakban a mélypontot érte el.** A gazdasági változások (mezőgazdasági intenzifikáció, iparosodás) részeként az extenzív állattartás lényegében elvesztette gazdasági jelentőségét és a gabonatermelés uralma is gyengült (Lettrich 1968). A gyepek alacsony részaránya még inkább hangsúlyos, ha figyelembe vesszük a természetes vízborítások száraz időszakot tükröző alacsony részesedését (1,7%), ami a leszáradó vizek miatt azt a látszatot kelti, hogy a gyepek növelték részesedésüket. A gyeppusztulások mellett új gyepek is megjelentek, azonban ezek ritkán értek el igazán nagy kiterjedést. Egyedül Kecskemét Nyomás határrészén jelent meg 100 hektárnál is nagyobb parlag (másodlagos gyepp).

A homoki gyepsterületek eltűnését a kertkultúra előretörése, valamint a szántók terjeszkedése együttesen okozta. Matkó- és Szabadjakabszállás-pusztá homoki legelői elsősorban a szántóművelésbe vonás miatt semmisültek meg, míg Ballószeg-pusztá és Vágójárás gyepsterületei főként a kertkultúra térhódítása nyomán fogyatkoztak meg. Ez utóbbi térségekben a homokos talajú szántók jelentős részét is szőlők, kertkultúrák területek váltották

fel. A szóban forgó felszínborítási változások nemcsak a homokos síkokat, hanem az élénkebb domborzatú homokbuckásokat is jelentős mértékben érintették.

Az általam mért változások mértékét, a felszínborítási típusok arányait Lettrich szűkebb időintervallumra és területre vonatkozó adatai is alátámasztják. Adatai szerint, 1895–1935 között a Kecskeméttől nyugatra elterülő homokvidéken a gyepterületek aránya 25–45%-ról 15–20%-ra csökkent, a szőlő térfoglalása 1,5–3%-ról 15–20%-ra nőtt (Lettrich 1968).

A szántók részaránya közel 56%-ra (55,8%) nőtt, ami a teljes elemzett időszak maximuma, és elsősorban a gyepfeltörések eredménye. Szemléletes a jakabszállási határ esete. A teljesen legelő dominálta Szabad-Jakabszállásból ugyanis néhány évtized alatt szántó dominálta Jakabszállás lett, ami főként a központtól délre, délnyugatra és északkeletre, a közbirtokossági legelőkön végrehajtott parcellázásoknak köszönhető. A Baromjárást Jakabszállás északkeleti határrészén 1896-ban parcellázták, ami tanyásodás újabb hullámát indította el a legelőként is gyenge minőségűnek tekintett „jakabi homokon” (Juhász 2005).



17. ábra. Felszínborítás az 1930-as évek táján

Jelentős kiterjedésű, egybefüggő gyepterületek tűntek el Matkópuszta, Köncsőgpuszta térségében (főként tehát délebbre), de Hetényegyháza-Vágójárásban is. Általánosságban azt mondhatjuk, hogy **a gyepek fragmentálódása fokozódott, a jobb termőhelyi adottságú térségekben idáig megmaradt kisebb foltok teljes beszántásra kerültek.** A tárgyalt időszakban jelentek meg nagy számban a szántók a homokbuckásokban, amit térképi adatbázisom is bizonyít (míg korábban ez csak legfeljebb rendkívül kivételes esetben fordult elő). **A homokbuckásbeli szántógazdálkodás tájhasználati anomáliának is tekinthető jelenség,** és a megélhetési kényszerrel, az elszegényedett társadalmi rétegek tömeges földhöz jutásával magyarázható. Ekkortájt terjedhetett el a felszín elegyengetését szolgáló hegyhúzó használata is (Juhász 2005). A buckabeli szántók későbbi felhagyásai a homokbuckások futóhomokjának alacsony természeti agroökológiai potenciáljának is köszönhető (lásd 5.2.1. fejezet).

A kertkultúrák területek alatt a 19–20. század fordulójá előtti és utáni évtizedekben már nemcsak a tisztán szőlőtermő területeket kell értenünk, hanem egyre inkább olyan vegyes, kétszintes hasznosítású területet is, ahol a gyümölcsfák és az alacsonyabb művelésű szőlők együtt jelennek meg (Für 1983, Surányi 2008). Önálló gyümölcstermesztés (gyümölcsös művelése, ahol nem volt szőlő) a századforduló előtt nem volt jellemző, legfeljebb csak elvétve fordult elő az Alföldön (Für 1983). Más forrás szerint viszont a gyümölcsösök már a török hódoltság alatt is jelentős méretűek lehettek Kecskeméten (Iványosi-Szabó 2002). A sorközök zöldségfélékkel való beültetése révén akár „háromszintű” művelésről is beszélhetünk (Csatári 2006a). A kertkultúrák területekhez sorolhatjuk a kisparcellás zöldségvetemények is, melyek a szőlők és a vegyes (szőlő-gyümölcsös) hasznosítású területek tanyás térségeiben fordultak elő. Az összetett, élőmunka-igényes kertkultúra kibontakozását a gazdasági prosperitás, a kapitalizálódás és a piaci viszonyok javulása tette lehetővé (Für 1983).

A *kertkultúra előretörését* támasztja alá, hogy a kertkultúrák területek korábbi 4-5%-os részesedése 18,1%-ra ugrott a vizsgált területen. A növekedés tehát három és fél-, négyszeres volt öt-hat évtized alatt. ***Szembevető a szőlők és a szőlőként is hasznosított kertkultúrák területek egybeesése az AGROTOPO-adatbázis szerinti homokos talajféleségek elterjedésével*** (18. ábra). Adataim alapján a kutatási területen a kertkultúrák területek (elsősorban a szőlők) 93%-ban homokos talajféleségeken fordulnak elő a 20. század első felében (vö. a homok fizikai talajféleség területi részesedésével: 69,5%). Ennek magyarázatát az adja, hogy az 1870–80-as évektől kiterjedő, a kötött talajú termőterületeket érintő filoxérapusztítás nyomán borkonjunktúra következett be, és ***az új szőlőültetvények észszerűen már a filoxérára immunis homoktalajokon létesültek*** (Lettrich 1968, Berényi 1980, Beck 2005).

Vizsgált időszakunk végére az erdőterületek aránya kb. 4%-ról 5,7%-ra emelkedett. Az 1941-ből származó, de korábbi állapotot tükröző forrástérkép a gyepekkel mozaikoló cserjéseket, borókás-nyarasokat már nem erdőként ábrázolja, hanem mint az I. katonai térkép, alapvetően gyepterületként, ezért az ez alapján számított adatok már megbízhatóbbak, mint a II. és III. katonai felmérés alapján számítottak. Eredményeim azt mutatják, hogy az erdők kiterjedése kissé növekedett, ami a gyakran ültetvényszerű erdők (pl. Matkói-erdő, kerekegyházi Farkasné-erdő, Ménteleki-erdő) telepítésének, kiterjesztésének volt köszönhető. Az 1923-ban elfogadott *Alföld-fásítási törvény* ellenére is azonban csak kismértékű volt az azt követő időszakban a növekedés, mert a fákat inkább csak tanyák mellé, kisebb facsoportba vagy fasorokba ültették, a nagyobb tömbös telepítéssel szemben (Bartha–Oroszi 2007). A tanyafásításokat és a fasorokat sem a korabeli statisztikák, sem én nem számítottam (módszertani okokra visszavezethető okból) az erdőterületekhez. A szántók és a kertkultúrák területek komoly térhódítására tekintettel, az alig több mint 1%-os erdőterület-növekedés egyáltalán nem elhanyagolható jelentőségű, és az erőteljes erdősítési igények, illetve szándékok fennállását mutatja.

A 2. világháborúig lezajló változások vizsgálatához felhasznált térkép (HIM 1941) egyértelműen száraz időszak felszínborítását ábrázolja. ***A természetes vízborítások kiterjedése és részesedése (1,7%) a vizsgált időszak végén (1930-as évek közepe) rendkívül alacsony volt***, ami csak kis részben magyarázható a más időszakokban használt eltérő térképészeti eljárásokkal, szemléletmóddal. Sokkal valószínűbb, hogy az 1930-as évek első felének csapadékszegény időszaka (Pálfai 2004, Szilágyi 2011) miatt kisebb a térképeken határvonallal körbekerítve ábrázolt vízborítások kiterjedése. A helvéciai Fehér-tó 10–20 évvel ezt megelőzően még „szó szoros értelemben tó” (legfeljebb csak ritkán kiszáradó, állandó vízü?) volt, de az 1930-as évek második felében Gerencsér már a vízhiányt hangsúlyozza vele kapcsolatban (Gerencsér 1937). Gerencsér szerint a Fehér-tó, a matkói Kocsis-tóval és a

köncsőgpusztai Ludas-tóval együtt az 1930-as évek második felében nyárra kiszáradó szikes tó volt. A tavak szárazodásának kérdését lásd még az 5.4.3. fejezetben.

A zárt beépítésű településterület megduplázódását (kb. 0,8%-ról 1,6%-ra közel hat évtized alatt) ***Kecskemét élénkülő urbanizálódása és az új, falusias jellegű települések megjelenése*** eredményezte (a kiépülő műúthálózat által elfoglalt területet is beleszámítva a beépített területek aránya 1,8% volt az 1930-as évek táján.) A gazdasági fellendülés által mozgatott urbanizálódás Kecskemét várostestének növekedésével is járt. A központi belterület bővülését elsősorban Máriaváros terjeszkedése, a Villanegyed, Rendőrfalu és a laktanyák felépülése, továbbá a déli és keleti városrészen nagy iparterületek létrejötte jelentette. A különböző ipari üzemek, konzervgyárak részben a környező vidék mezőgazdasági terményeit, ásványi nyersanyagait dolgozták fel. A központi belterület körül „szatellit-települések” sora jelent meg: Kiskecskemét, Sutusfalu, Szeleifalu, Lázárfalu, Méhestelep, Dárdaifalu, Vacsi- és Budaihegy zárt településtömbjei. Hetényegyháza zártabb beépítésű része (Újtelep), a Nyíri-erdő szomszédságában, ezekben az évtizedekben kezdett kialakulni. A telekosztásoknak köszönhetően fejlődésnek indult Kadafalva. Beépítettségének mértéke a sűrűn tanyás beépítettségtől alig tért el a 30-as évek közepén, az előbbiekkal szemben zárt beépítésűnek nem is nevezhető, inkább csak félig-zárt volt településmorfológiai szempontból. Orgovány zárt falumagja a század elején a Kunszentmiklóshoz tartozó Orgovány pusztá központjában spontán betelepülési folyamat eredményeképp, tervszerűtlenül jött létre, a kiterjedt tanyavilág ellátására (Beluszky 2001). A településmag formálódását a község 1901-es közigazgatási önállósulása is segítette.

A népesség térbeli elrendeződésére a vasúthálózat 1895–1905 közötti bővülése (Fülöpszállás, Lajosmizse, Kerekegyháza irányába), a Kecskemét-Kiskunmajsa kisvasútvonal kiépítése (1928) is hatással volt. Ezek a tanyai lakosság életkörülményeit, elérhetőségi viszonyait is kedvezően érintették, ezáltal a tanyák megtelepedési, fennmaradási esélyeit és szétterjedését is befolyásolták. A forgalmilag kedvező helyzetbe került területek benépesülése gyorsabb ütemben zajlott, mint a „forgalmi árnyékban” lévők (Lettrich 1968), ami térben differenciált mértékű táj- és felszínborítás-változást eredményezett. A század elejétől megindult a műúthálózat kiépülése is. Jelentősége a tájváltozások szempontjából a motorizáltság előrehaladásával nőtt meg.

Az 1890-től 1949-ig tartó időszak tájhasználati jellemzői (a mezőgazdasági termelés és a tájalakítás további intenzifikálódása, a közlekedési infrastruktúra fejlődése, a külterületi népesség látványos számbeli gyarapodása) a tanyafejlődés harmadik szakaszát jelölik ki (Lettrich 1968). ***A szórványhálózat térbeli változását az általános sűrűsödési folyamat mellett, elsősorban a kertkultúra térhódítása határozta meg.*** Ennek megfelelően főként a szőlőterületeken, kertségeken jelentek meg új tanyák, aminek egyik fő oka, hogy a belterjes kertkultúrák nagy élőmunka-igénye a helyben lakásra ösztönözte a lakosságot (Für 1983). A lakosság letelepedését parcellázásokkal, gazdasági kedvezmények nyújtásával is támogatták, a szőlőtelepítés és a tanyaépítés több helyen eleve össze is kapcsolódott. A szőlőterületeken való koncentrálódás mértékét mutatja, hogy amíg rájuk 26–27 tanya/km²-es érték jellemző mérés alapján, addig az egész kutatási területen, átlagban a 10–11 tanya/km²-es tanyasűrűséggel számolhatunk. Ezzel szemben a szántóterületek tanyásodottsága csak kisebb mértékű: 9–10 tanya/km². A szőlőterületeken kívül a leglátványosabb szórványosodás (tanyásodás) Matkó- és Szabadjakabszállás-pusztá (a mai Jakabszállás) gyepfeltöréseihez kötődött. A benépesülő tanyás körzetek társadalmának felzárkóztatása szempontjából nagy jelentőségű volt a szórványhálózat részének tekinthető Klebersberg-féle tanyai iskolarendszer két világháború közötti kiépítése. A döntően katolikus tanyai társadalom hitéletének táji megnyilvánulásai a mai napig fellelhető külterületi templomok, tanyai temetők és az útmenti fészületek is.

A természeti adottságokhoz, köztük a talajtani jellemzőkhöz igazodó tájhasználat sajátos zónarendszert hozott létre Kecskemét térségében a 20. század közepére (Lettrich 1968). Az egyes zónákat nemcsak az uralkodó földhasználati módok, hanem, a tanyarendszer kiépülése után, a szórványhálózat sűrűség-különbségei is jellemezték. Ezt ismerte fel Lettrich, aki a szőlőstanyák, a szántóföldi tanyák, valamint a szikes tavak, laposok különböző tanyasűrűségű zónáiról beszél. Említést tesz a „*központi homokvidékről*” is, ahol a tanyák, illetve a kertkultúra térhódítása előtt részben a közös legelők húzódtak a későbbi szőlőstanyai övben (Lettrich 1968). (A központi homokvidék elnevezés kecskeméti nézőpontú személetet tükröz, és az egykor Kecskeméthez tartozó puszták közötti központi elhelyezkedést fejezi ki). Ez a homokos talajú térség a kutatási terület régi, Nagy-Kecskeméti részén Nyírtől (Külsőnyír) Orgoványig, azon kívül Szabadjakabszállásig, észak-déli irányban és 5–10 km-es szélességben terül el. *Sajátos tájfejlődése és természeti vonásai alapján jól elkülöníthető térsége a tájnak.* Ma ezek a részek főként Helvéciahoz, Ballószöghöz, Jakabszálláshoz és Kecskemét nyugati feléhez tartoznak.

Kecskemét térségében, a 18. század végétől a 20. század közepéig zajló tájfejlődés azt a korábban tapasztalható, szabályszerű övezetességet számolta fel fokozatosan, mellyel Beluszky a 18. század utolsó harmada előtti alföldi mezővárosok sajátos határhasználatát (lakóterület – kertségek – belső legelő – szántók – külső legelők koncentrikus övei) *jellemezte* (Beluszky 2001). A felszínborítási változásokban tükröződő tájfejlődés legfőbb jellemzői ezen időszak alatt a külső legelők eltűnése, a belső legelők beszűkülése, a tanyarendszer kiépüléséhez kötődően a szántók és kertségek kiterjedése, valamint a lakóterületek bővülései voltak.

5.3.5. Az 1950-es évek második feléig történő felszínborítási változások (1930-as évek közepe - 1959)

Az 1950-es évek végének felszínborítását a 19. ábrán mutatom be. Az időszak végéig eltelt kb. 20–25 év alatt a gyepterületek aránya jelentős mértékben ugyan nem változott (17% körüli maradt), de a gyepek egyre nagyobb hányada ekkor már másodlagos volt (parlag). A gyepterületek átrendeződését jelzi a közepes méretű (kb. 10–100 hektár), új gyepfoltok megjelenése. Annak ellenére, hogy ugyannyi gyeprészesedést mértem, mint az előző időszakban (16,9%), az adott időszakban vízzel fedett (vízjárta) gyepekből (melyeket ebben az időszakban a természetes vízborítás kategóriájába soroltam) adódó átfedés miatt, a gyepek (vízjárta gyepekkel együtt számított) kiterjedése ekkor valamivel nagyobb volt, mint az 1930-as évek közepén, amikor a vízborítások részesedése csak 1,7%-t ért el. Az 1950-es évek végén a vízborítások részaránya (2,8%) és ebből következően a kiterjedése átlagosnak tekinthető a teljes vizsgált időszakot tekintve.

A szántógazdálkodás jelentőségének kismértékű csökkenését a szántóművelésű területek arányvesztése (közel 56%-ról 53%-ra) is érzékelteti. Ezzel párhuzamosan az erdőgazdálkodás fokozatosan teret nyert az államilag támogatott erdősítéseknek, országfásítási programnak (1949) köszönhetően. A gyepek eltűnéséért is főként az erdősítések a felelősek ebben az időszakban. Többek között a Fülöpháza-Orgoványi homokbuckás újabb erdősítéseit is jellemzően gyepen végezték. Előfordult azonban az is, hogy gyepterület jelent meg egykori erdő helyén. A forrástérképek szerint a Csalánosi-legelő és a Kadafalvától északnyugatra lévő gyepterület 20–25 évvel korábban, a Csalánosi-erdő részeként még erdőterület volt.

Az erdőterületek kiterjedése a gyepterületek és a szántóterületek rovására (arányuk 5,6%-ról 7,3%-ra nőtt) már az *intenzív erdőtelepítések megindulását* jelzi. A két vizsgált időszak között jelentős erdősítés például, a mai Ballószög külterületének déli részén és Jakabszállástól keletre, buckás vidéken történt, főként homokos talajú, rossz termőhelyi adottságú szántóföldek és gyepek helyén. Egykori szántók erdősítésével ellentétes irányú

folyamat is megfigyelhető: a letermelt faállományt a szántóművelés váltotta fel például a mai Hetényegyházától északra, a Nagynyíri-erdő kiterjedésének csökkenését eredményezve. A buckás terület a 19. század közepén még ligetes-cserjés gyeppel lehetett és csak később erdősítették. ***Adataim alapján az új erdőtelepítések 95%-ban homokos talajféleségeken valósultak meg,*** tehát főként homoki gyepeket és szántókat váltottak fel az erdők. Ez annak fényében nem meglepő, hogy a tervek legnagyobb volumenben, a régi vágásterületek beerdősítése után ***a homokfásítást*** irányozták elő az országfásítási program első 5 évében (Roller 1949). A homokfásítási törekvéseket a 1040/1954. minisztertanácsi határozat is megerősítette azzal, hogy az erdőgazdaságok számára előírta a ***mezőgazdasági művelésre alkalmatlan homokterületek beerdősítését*** (Biró 2003). Számításaim szerint a kutatási terület új erdősítései a szántóművelésű, a gyephasználatú (legelők, kaszálók) és a kertkultúrás területeket 59 - 24 - 17% arányban érintették, ami alapján a rossz adottságú homoki szántók erdősítését kell elsősorban hangsúlyoznunk ebben az időszakban.

A kertkultúrás gazdálkodás kiteljesedésének a végét, a kertes tanyák korszakának lezárulását mutatja, hogy az előző időszakhoz, és a teljes vizsgált időszak maximumához (18,1%) képest érzékelhetően csökkeni kezdett a kertként, szőlőként, gyümölcsösként művelt területek területi részesedése (17,7%). A változások összefüggésben állhatnak a birtokszerkezet változásával, a kisbirtokok megszorodásával is (Lettrich 1968). A kertkultúrás térségek kisbirtokain létrejött újabb tanyák szántók megjelenésével is járhattak (szőlő-szántó konverzió), míg máshol, valamivel kisebb mértékben ugyan, de új szőlők, gyümölcsösök telepítésére is sor került főként szántók helyén (szántó-szőlő konverzió). A forrástérkép már több helyen jelöl ***önálló gyümölcsöst*** is, melyek közül a legnagyobb az államosított Platter-telep gyepet és szántót felváltó gyümölcsöse volt Ágasegyházán (dió, alma, barack, cseresznye és meggy állományokkal).

Még szembevetőbb változás ***a beépítések, települések területének növekedése***. Az 1950-es évek végére a zárt beépítésű településterületek aránya már 2% volt a kutatási területen, szemben a 18. század végére becsült 0,4%-kal. (A műutakkal együtt a beépített területek számított részaránya 2,3%). A települési változásokat Kecskemét fokozódó urbanizálódása, Kecskemét körül és az új tanyaközségekben a zárt településmagok továbbformálódása, és a nagyüzemi mezőgazdasági központok külterületen való megjelenése eredményezte. Kecskemét esetében a településtest bővülése keleti és déli irányban volt a legjelentősebb. A keleti városrészen a települést például az 1900-ban létesített konzervgyár (Juhász 1998) bővítése gyarapította, melyet vasúti pálya kapcsolt a gazdasági vérkeringésbe. A déli részen Rendőrfalu lakóterülete terebélyesedett. A várostesttől különálló Homokbánya, forgalmilag kedvező fekvésével laktanyaként kezdett kiépülni, ahol 1956-tól már csak kizárólag szovjet katonák éltek (Heltai 2006). A beépítések sora a Kerekegyházát Kecskeméttel összekötő vasút és műút mentén (pl. Miklóstelep, a Helvéciai Állami Gazdaság állattartó-telepe) szintén a ***műszaki infrastruktúra-hálózat és a forgalmi helyzet tájváltozásokban játszott meghatározó szerepét*** jelzi.

A mezőgazdaság 2. világháború utáni szocialista átszervezése mezőgazdasági nagyüzemek (állami gazdaságok, termelőszövetkezetek) sorát hozta létre. A kollektivizálás kezdetben csak vontatottan haladt, annak legfőbb időszaka 1958–1961-es évekre esett (Farkas 2006). Az 1960-as évek előtt a mezőgazdasági kollektivizálás, a nagyüzemi gazdálkodás bevezetésének legfontosabb tájszerkezeti következménye az volt, hogy a korábbi majorságok, nagybirtokos telepek kollektivizálása mellett új üzemközpontok, mezőgazdasági telepek is épültek.

Az 1948–54 között önállósuló községekben a „falufejlesztési” (községesítési, központosítási) célú tervek alapján (Beluszky 2001), a kiosztott telkek beépítésével záródó vagy már zártabb beépítésű településmagok jelentek meg az évtized végére. Vizsgálati területünkön ezek Ágasegyháza, Ballószög, Fülöpháza, Helvécia (Szabó Sándor telep)

községek falumagjai voltak. Orgovány és az 1952-ben önállósodott Hetényegyháza Újteleppel már korábban „tömbösödni” kezdett. Fülöpkab (Fülöpkabszállás) zárt falumagja az 1945-ben, Majsajakabszállás néven önállósult Kunszállás közigazgatási területen jött létre. Az 1924-ben önállósult Jakabszállás (Szabadjakabszállás) falumagja sem vált még az 1950-es évek végére kompakt településsé, hasonlóan a később önállósodott tanyaközségekhez, hanem különálló zárt beépítésű részekből alakult ki. Több esetben a korábban kijelölt, de be nem épült tanyaközpont körül bontakozott ki a települések belterülete a három-négy évtizeddel későbbi beépítések révén (pl. Ágasegyháza). **1950 táján az volt a politikai szándék, hogy a kollektivizálást akadályozónak vélt tanyákat teljesen felszámolják az I. ötéves terv végére és a tanyasiakat az új központokba költöztetik** (Beluszky 2001). A községesítés tehát, az évtizedekkel korábban felvetődött „tanyakérdésre” reagálva, tanyapolitikai indíttatású is volt. A községek belterületeinek kiépülése, a tanyaközpontok 1920-as évekbeli kijelölésének ellenére vontatott volt és a tanyák sem szűntek meg abban a mértékben, ahogyan várták. A zárt utcakép és településsé kialakulásában is megnyilvánuló **községesedés** Orgovány esetében volt a legelőrehaladottabb, bár még itt is tanyák éltek a falu zárt utcáinak közepén.

A külterületeken a tanyarendszer az 1945-ös földreform után épült ki teljesen, miután kisbirtokok száza jöttek létre (Lettrich 1968). Az 1860-64-től számított **közel egy évszázad alatt a tanyák száma több mint 4,5-szeresére nőtt a kutatási területen, a 18. század végétől számítva pedig a változás már közel 20-szoros**. Az egyes időszakokat tekintve az 1950-es évek végén éri el először a szórványok száma a maximumát 9277 szórvánnyal (túlnyomó részben még árutermelő tanyával). A tanyák és a más típusú szórványok által alkotott szórványhálózat térbeli formálódását a 18. század végétől a 20. ábra szemlélteti.

A szórványhálózat kiépülése, amint az eddigiekben is láttuk, a táj növekvő és ütemes átalakításával járt. A szórványok (főként a tanyák) terjedésével, a népsűrűség növekedésével párhuzamosan a táj természetközeli területei fragmentálódni, zsugorodni kezdtek, amit a gyepterületek visszaszorulása is jelez. A külterületi népsűrűség és a gyepterületek arányának inverz irányú változását, valamint a szántók és a kertkultúrák területek előretörését a 19. század közepe és az 1950-es évek vége közötti időszakban Ballószög és Helvécia példáján keresztül mutatom be. A Lettrich által közölt népsűrűségi adatok (Lettrich 1968) és a méréseimből származó felszínborítási adatok közel azonos időszakokra vonatkoznak, így párhuzamba állíthatók (8. táblázat). A táblázat adatainak összevetése alapján megállapítható, hogy az ún. „központi homokvidékre” eső mindkét település esetében **a külterület benépesedésével párhuzamosan, viszonylag rövid idő alatt (kb. 60–70 év) drasztikusan megváltozott a gyepterület dominanciája, szántó-gyep mozaikos táj arculata és vált megművelt, tanyás a tájjelleg a 20. század első felére**. Az ellentétes irányú változásokat a 21. és a 22. ábra szemlélteti.

A tanyák változó megítélése, a községesítések, a külterületi építkezések tiltása és a kollektivizálás is a tanyarendszer helyzetének drasztikus megváltozását segítette elő (Beluszky 2001). A szórványok (tanyák) számának emelkedése, illetve sűrűsödésük főként a Kecskemét körüli kerteségeket (Szolnokihegy, Kőrösihegy, Vacsihegy, Máriahegy, Úrihegy, Hetényegyháza, Felsőszéktó, Csalános, Alsószéktó) és a vizsgált tájrészlet egyéb kertkultúrák területeit érintette a földreform után. A megváltozott helyzet és az 1949-ben bevezetett külterületi építési tilalom ellenére még jó néhány tanya létesült az 50-es években is. **Kecskemét iparosodása, urbanizálódása** és népességvonzó hatása a város körüli kedvező fekvésű térség (a mai közigazgatási terület) funkcionális átalakulásával, a kétlakosság újbóli térhódításával is járt (Lettrich 1968). Ennek eredményeképpen a külterületi lakóhelyek egyre nagyobb hányadban veszítették el tanyajellegüket, mezőgazdasági árutermelő szerepüket, vagy csak jövedelemkiegészítő tevékenység színterei lettek. Ezek a változások már a

tanyarendszeren belül lezajló mélyreható differenciálódási folyamat (Becsei 1996) kezdetét jelzik, melynek területi konzekvenciái később válnak még inkább jellemzővé.

8. táblázat. A külterületi népsűrűség és a gyepek, szántók, kertkultúrás területek aránya az egyes időszakokban

Külterületi népsűrűség (fő/km ²)				
	1869	1890	1930	1960
Ballószög	22,6	26,9	47,6	67,1
Helvécia	13,7	14,5	38	61,9
A felszínborítási típusok részesedése (%)				
	1860–64	1881–83	1930-as évek közepe	1957–59
Ballószög – gyepterület	51,0*	45,9	12,1	11,8
Ballószög – szántóterület	36,8	46,2	53,8	53,4
Ballószög – kertterület	1,3	1,0	28,6	25,9
Helvécia – gyepterület	63,1*	60,7*	20,4	18,8
Helvécia – szántóterület	25,9	28,5	44,0	46,2
Helvécia – kertterület	1,1	1,2	30,0	26,0

* A módosítás nélküli felszínborítási állományok alapján számított gyepterület-részesedések Ballószög: 51,1%, Helvécia: 65,1% (1860–64), Helvécia: 60,9% (1881–83).

5.3.6. Felszínborítási változások a szocializmus alatt

Az 1960-as évek elejétől a művelt területek felszínborítási viszonyaira is meghatározó befolyással volt a kollektivizálás kiteljesedése. Az **állami gazdaságok**, és az egyéni gazdálkodók földjeinek bevonásával formálódó **termelőszövetkezetek** mellett a térségben homoki szántógazdálkodást folytató **termelőszövetkezeti csoportok** („tszcs”), valamint szőlő- és gyümölcstermelő **szakszövetkezetek** is alakultak. E két szövetkezeti forma létrehozását az indokolta a sűrűn tanyásodott, homokos talajú Hátság az, hogy a nagyüzemi keretek között nehezen művelhető és nehezen táblásítható homokon a helyben lévő lakosságra mint termelőerőre tekintettek, melynek elvándorlása további problémák forrása lehetett volna (Csatári 2006c, Farkas 2006). A szakszövetkezetek és tszcs-k biztosították a kisüzemi művelés továbbélését. Hozzájuk hasonlóan kisközségként, paraszti jelleggel működtek később a **háztáji gazdaságok**, melyekhez a földterületet a nagyüzem biztosította (Farkas 2010).

A most elemzett időszak során tapasztalható először, hogy a gyepek eddigi folyamatos fogyatkozásával szemben 23,1%-ra nőtt a gyepterületek aránya 23,1%-ra. Ez azonban nem mindenhol járt a gyephasználat (kaszálás, legeltetés) terjedésével. Feltehető, hogy a gyepeként térképezett területek egy jelentős része valójában hosszú ideje nem művelt és később sem legeltetett (vagy kaszált) parlag. Az újonnan megjelenő gyepterületek döntően szántó- és szőlőterületek felhagyásával jöttek létre a fiatal parlagok begyepesedésével.

A gyepek terjedése a termőhely-minőséggel szoros összefüggést mutat. Adataim alapján **az új gyepek 83–84%-ban homok alapkőzetű, rossz termőhelyi adottságú talajon jöttek létre**, beleértve azokat a korábban vízborításként jelölt, kiszáradással kialakult gyepeket is, melyek fizikai talajfélesége homok. Az új gyepek 83–84%-os területe jelentősen nagyobb, mint a homoktalajok területi részesedése (69,5%), ami a termőhelyi tényező szerepét hangsúlyozza a

felhagyásokban. A kiszáradással kialakult gyepek nélkül számolva 77% a homoktalajok részesedése az új gyepek vonatkozásában. Ezzel szemben vályog fizikai összetételű alapközetben a gyepeknek csak 2,8%-a jelenik meg. Ezek is inkább a városi területhasználatok előretörésének (parkosítás, egyéb zöldfelület kialakítása, illetve a beépítésre szánt területek kijelölése miatt a művelés felhagyása), és részben a kiszáradásnak köszönhetik létüket. A hagyományos, gazdasági célú gyephasználat (legeltetés, kaszálás) igénye feltehetően nem játszott szerepet a kialakulásukban (a fennmaradó 14–15%-nyi részt a homokos vályog felszínek új, hagyományosan művelt gyepei és parlagjai jelentik). Az általános parlagosodási-gyepesedési tendencia mellett a gyepek fogyatkozása (hasonlóan a korábbi időszakokhoz) főként a homoktalajú felszínek lokális erdősítésének a következménye.

A gyepek megjelenésével járó művelésfelhagyás a rossz termőhelyi adottságú szántóterületeken volt a legjellemzőbb. E folyamat eredményeképp, **a rendszerváltás utáni években a szántóterületek elhelyezkedése ismét jobban idomult a termőhelyi adottságokhoz** (9. táblázat). A gyepesedett szántóparlagok leginkább azokban a homokos talajú térségekben jelentek meg megállapításom szerint, ahol a kevésbé rentábilis kisüzemi művelés (háztáji, szakszövetkezeti) a kedvezőtlen fekvéssel (forgalmi helyzettel) párosult. A szántóból lett „gyepek” 75,7%-a esik az AGROTOPO-adatbázis szerinti homok fizikai talajféleségű talajra és 4,4%-a vályogos talajra (főként alföldi mészlepedékes csernozjomra). Ez a homok, homokos vályog, vályog fizikai talajféleségek területi arányának ismeretében (69,5%, 22,6% és 7,9%) azt jelzi, hogy a talajféleség által meghatározott termőképesség is befolyásolhatta a szántók felhagyását egyéb, pl. ökonómiai tényezők mellett. Ezt erősíti meg a talajértékszám-osztályokkal történő összevetés (23–24. ábra). Az osztályok területi arányaival szemben (55,4%, 23,8%, 20,8%) a legrosszabb TÉSZ-ú talajokon 63,4%, a legjobb TÉSZ-ú talajokon 13,8% volt a felhagyások aránya. **A fentiek alapján az állapítható meg, hogy a természeti agroökológiai potenciál egyértelmű hatással volt a szántóművelés felhagyására.**

9. táblázat. A szántók és tanyák (és egyéb szórványok) területi elhelyezkedése a talajértékszám-osztályok szerint 2008–2009-ben

	TÉSZ 0–10	TÉSZ 11–40	TÉSZ 41–80
Szántók területének aránya	35%	27%	38%
Tanyák számának aránya	71%	15%	14%
TÉSZ-osztályok ter. aránya	55%	24%	21%

A kertkultúra jelentőségének és területeinek csökkenése (12,4%-ra) mellett, annak térbeli elrendeződésében is jelentős változások történtek az 1950-es évek végét követő közel négy évtized alatt. Az 1960 utáni nagyüzemi szőlő- és gyümölcsstelepítések egybefüggő szőlőket, gyümölcsösöket hoztak létre főként azokon a helyeken, ahol az alacsony termőhelyi értékű, homokos talajt korábban szántóként hasznosították. Ilyen új, nagy kiterjedésű szőlő- illetve gyümölcsültetvényt találunk a rendszerváltás előtt többek között Orgovány (szőlő) és Jakabszállás (alma, szőlő, barack) külterületén, valamint Kecskemét Külsőnyír (szőlő), Matkó (barack, alma) és Törökfái (barack, cseresznye, meggy, alma, ribizli) tanyakerületeiben.

Az új szőlőültetvények és gyümölcsösök telepítése mellett máshol különféle okokból felhagytak a kertkultúrák termelésével. A legfőbb okok a tulajdonviszonyok megváltozása, a kisüzemi termelés és a tanyai gazdálkodás visszaszorulása voltak. A gazdasági körülmények megváltozásához (pl. piacvesztés) az urbanizációval járó társadalmi változások (pl. foglalkozási átrétegződés) is társultak, amire szintén visszavezethetők a felszínborítási változások, így a kertkultúrák területek átalakulása is. Sok kivágott szőlő- és gyümölcsös területét szántóként műveltek tovább (pl. Fülöpjakabon), de fogadásukat a zártkertté

minősítéssel együtt járó földhasználati változások, így pl. beépítésük (Pócsi 2009, Csatári et al. 2016) is okozhatta (pl. Kecskemét-Máriahegy, Kecskemét-Katonatelep).

Kerekegyházán belül (a tanyák hanyatlásával párhuzamosan) helyenként szinte teljesen eltűntek a korábbi egybefüggő kertművelésű területek, főként szántónak adva át a helyüket (pl. a Papszék-dűlőben és a Kaszatanya-dűlőben). Egy részüket telepített erdő váltotta fel (pl. Búhegyi buckásban). Ágasegyháza homokbuckás részének kertjei is több irányba változtak, míg Fülöpháza-Göböljárás kertkultúrák területei elsősorban szántóvá lettek. Sok esetben a művelés további hasznosítás nélküli felhagyását, parlagok létrejöttét feltételezhetjük azokon a helyeken, ahol a felszínborítási térképünk gyepterítést jelez (pl. Izsák-Szajortelep és az ágasegyházi Platter-telep térsége). **A homokbuckások kertes tanyáinak és kertjeinek más térségekhez viszonyított gyorsabb és nagyobb mértékű pusztulása a fentebb vázolt politikai-társadalmi-gazdasági változások mellett valószínűleg periférikus fekvésüknek, rossz elérhetőségüknek és kedvezőtlen természeti adottságaiknak is köszönhető.**

A legnagyobb mérvű felszínborítási változás azonban a Kecskemét körüli kertségekben zajlott le. A várost övező egykori kertségi zónában a szőlőművelés gazdasági jelentőségét elvesztette, csak háztáji szinten, a zártkertek kis parcelláin őrződött meg (Csatári 2006a). A periférikus helyeken (pl. Szarkás-Külsőnyír, Ménteleki-tanyák, Ballószög III. körzet, a Matkói-erdőt délről és keletről övező tanyás térség) a szőlők, gyümölcsösök gyeppé, erdővé történő átalakulása is feltűnőbb. A várossal határos övezetben az új városrészek (pl. Petőfiváros, Széchenyiváros, Hunyadváros) kiépülése miatt is megfogyatkoztak a kertkultúrák területek.

A fent említett felszínborítási átalakulások és a 18. század végétől számított korábbi változások a kertkultúra teljes területi átrendeződéséhez, az óváros körüli térségből való kiszorulásához vezettek, miközben maga a szőlő- és gyümölcstermesztési, illetve kertművelési tájhasználati mód, a technológiai változások mellett is mindvégig fennmaradt az átmeneti és a tágabb, rurális térségben.

Az erdősítések tendenciája, az erdőterületek erőteljes kiterjedése nem változott az 1950-es évek vége óta. Az **intenzív erdősítések** (nyárfajok, feketefenyő, akác) eredményeként az erdők részaránya az eltelt időszak alatt 7,3%-ról 15,4%-ra nőtt. Az új erdőtömbök megjelenése mellett, **a már korábban kialakított erdőtömbök fokozódó összeolvadása, záródása is megfigyelhető térfolyamat.** A legnagyobb mértékű erdősítés Köncsőgpusztán folyt, ahol részben homokbuckás gyepen, részben évtizedekig szántóként művelt homokos síkon telepítettek erdőt a korábbiak mellé. Kecskemét Ballószög nevű tanyakerületében a Beretvás-dűlő szőlőit és gyümölcsöseit ugyancsak telepített erdő foglalta el. A Kecskeméti Arborétum és a Szabadidőközpont erdősítései az előzőektől eltérően azonban nem gazdasági, hanem elsősorban rekreációs és vízbázis-védelmi céllal történtek.

A mezőgazdaság szocialista átszervezésével összefüggésben, az 1967-es földtörvény által lehetővé vált a **zártkert** mint ingatlan-nyilvántartási kategória területi kijelölése. Ez sajátos, összetett és heterogén felszínborítás kialakulásának, a kisparcellás kertművelés (szőlő, gyümölcsös, veteményes) és az időleges vagy állandó lakóhelyként funkcionáló, sűrűn álló szórványok összefonódásának, **vegyes területhasználatnak** (tájhasználatnak) engedett teret. A zártkert – törvényi definíciója szerint (1967. évi IV. törvény 26. § [1 bek.]) – a község (város) külterületének nagyüzemileg nem művelhető, elkülönített része. Ilyen megközelítés alapján a kutatási területen is sok helyen jelöltek ki zártkertet. Az egykori zártkertek mai jellemvonásai (a sűrű szórványhálózat, a kisparcellás telekstruktúra és a diverz tájhasználat) azonban nem minden zártkert esetében alakultak ki a rendszerváltás tájára, és az általában jellemző felszínborítás sem mindenhol jelent meg.

Az ilyen vegyes tájhasználatú és felszínborítású területek főként Kecskemét (pl. Halasi úti kiskertek, Felsőszéktó, Máriahegy), valamint Ballószög és Helvécia közigazgatási területén találhatók ma is meg. A zártkertekhez hasonló, vegyes tájhasználattal jellemezhető

felszínborítás és tájszerkezet alakult ki Kecskemét környékén, több helyen is (pl. Alsószéktón). A kiskertes területhasználat dominanciája miatt, ahol a beépítés zártsága nem érte el a falusias mértéket és kiterjedtséget, a zártkerti és a vegyes használatú tájrészeket kertkultúrás területnek ábrázoltam a felszínborítási térképeken.

A korszak végére a beépített területek aránya a kezdeti 2,3%-ról 6,8%-ra nőtt, összefüggésben az urbanizáció, és a népesedés okozta felszínborítási változásokkal. A településtartomány kibővülését Kecskemét és Kerekegyháza esetében az urbanizáció folyamata is motiválta. Kerekegyháza Kecskeméthez viszonyítva csak jóval később kezdett el urbanizálódni, városiasodása csak valamikor a 20. század utolsó évtizedeiben bontakozott ki. A már korábban urbanizálódásnak indult Kecskeméten az 1960-as évek végétől, 1970-es évek elejétől kezdett kiépülni a külső lakóövezet (Széchenyiváros, Hunyadi város, Műkertváros, Petőfi város, Alsószéktó és a mai Bethlen város külső része) és az iparterületek is gyarapodtak (Szent László város, Szent István város ipartelepei). Az 1950-es években kialakult többi falumag területe is jelentősen kiterjedt, felerősödött a korábban megindult községesedési folyamat a szocializmus évei alatt. A kollektívizálás és a korábbi földosztás mellett az új közigazgatási határok is a tájfejlődés differenciálódásához, az övezetes és tanyás területhasználati struktúra teljes széteséséhez járultak hozzá (Csatári 2006b).

E települési változások mozgatórugói **az 1970-es évektől egy új tényezővel, a szuburbanizációval** is kiegészülnek (Timár 1993, Csatári 2006b, 2006c, 2009, Csatári et al. 2016). A községesedés, majd a szuburbanizáció révén a leglátványosabb területi, felszínborítási változások a város környéki településeket (pl. Hetényegyháza, Katonatelep, Ballószög, Helvécia) érték.

A zárt beépítéseket övező szórványhálózat változásának legfontosabb tényezője a rendszerváltás előtt, **a nagyüzemi művelésre alkalmas, jó termőhelyi adottságú löszterületeken létrejött állami gazdaságok, téeszék elimináló hatása** volt. Az állami gazdaságok, téeszék a nagytáblás művelést „akadályozó”, jó termőhelyen fekvő tanyák megszüntetését szorgalmazták, aminek eredményeképpen **a szórványhálózat felszámolódása** más helyi hatásokra is (pl. a községek belterületeire való beköltözés) **térben differenciáltan zajlott.** Azokon a helyeken, ahol a szakszövetkezetek kialakítására volt lehetőség (sűrűn tanyásodott, homokos térszínek) a tanyák felszámolódási folyamata is lassabb volt (Csatári 2006a, 2006c). Ehhez társult még a központi szerepkörű Kecskemét urbanizáló, majd az 1970-es évektől a szuburbanizáló hatása: a város környéki területek szórványainak terjedése. Mindezen folyamatok a szórványok lokális koncentrációjához, a koncentráció mértékének növekedéséhez vezettek (lásd: 5.5. fejezet).

A Duna–Tisza közti hátságon az 1970-es évek elejétől jól érzékelhetően jelentkezik az **aridifikáció** vagy szárazodás komplex, tájökológiai folyamata, annak különféle ökológiai és társadalmi-gazdasági következményével együtt (Kertész et al. 2001, Rakonczai–Bódis 2001, Rakonczai 2006b, Rakonczai 2011 stb.). Az 1990 és 2000 közötti felszínborítási változások, melyek a Duna–Tisza közén különösen nagy volumenben mentek végbe az ország más területeihez viszonyítva, valószínűleg a szárazodással is összefüggésbe hozhatók (Kovács 2009). A szárazodást kiváltó különböző tényezők (klimatikus, antropogén) súlya, szerepe tudományos vita tárgyát képezi (lásd: Rakonczai–Fehér 2015).

A legszembeötlőbb hatásai az időszakos felszíni vizek eltűnése vagy jelentkezési idejük lerövidülése, valamint az éveken átnyúlóan fennmaradó vizek vízmennyiségének, kiterjedésének és tartamosságának lecsökkenése. A szárazodás jól mérhető indikátora a talajvízszint-süllyedés (Rakonczai 2006a, 2011), melynek átlagos értéke a kutatók szerint 1,5–2 méter, de lokálisan ezt meghaladó szintű, ennek akár többszöröse is előfordulhat. A kiváltó okok között az antropogén hatások jelentősége tagadhatatlan, amennyiben a felszínen természetes módon összegyülekező vizek csatorna-rendszer általi gyakori elvezetésére, a felszín alatti vizek társadalom általi nagy fokú igénybevételére és használat utáni

továbbvezetésére gondolunk. A felszíni vizek felélédeése napjainkban csak a legcsapadékosabb években észlelhető és a klímaváltozás miatt a jövőben is csak a nedvesebb, talajvíz-visszapótlódási periódusokban várható.

A szárazodásban vitathatalanul szerepet játszó, újabban kiemelten hangsúlyozott (Rakonczi 2013, Rakonczi–Fehér 2015) másik tényezőcsoport a **klímaváltozáshoz** köthető. A klímaváltozás során a térségben a múlt évezredben még nem olyan drasztikusan jelentkező **csapadékmennyiség-csökkenés és a trendszerű melegedés** tapasztalható (Rakonczi–Ladányi 2010). Ez az **aszályok gyakoriságának és súlyosságának növekedését** is jelenti, melyet az elmúlt évtizedekben észlelhattunk (Fiala et al. 2014). **Az aszályosság, aszályveszély a jövőben is várhatóan erősödni fog** a térségben (Blanka–Mezősi 2012, Mezősi et al. 2013, 2014, Ladányi et al. 2015). A magasabb térszíni helyzetű, homokos tájrészek **fokozottan aszályérzékenyek**, melyet a vizes élőhelyeken az elmúlt évtizedekben tapasztalt degradáció és élőhelyváltozások is alátámasztanak (Rakonczi 2013, Rakonczi–Fehér 2015, Ladányi et al. 2015). Az évi rendszerséggel vízjárta területek elöntése a közelmúltban csak a legcsapadékosabb években történt meg, és a klímaváltozás miatt a jövőben is csak a nedvesebb periódusokban kell rá számítani. Adottságaik miatt a vízjárta területek környezeti kockázatai továbbra is fennmaradnak, de (mint az a klímaváltozás eddigi tapasztalataiból és az előrejelzésekből következik) a vízborítások, víztelített talajállapotok gyakorisága és ideje várhatóan csökkenni fog a fentiek szerint. **A klímamodellek alapján azonban a belvízveszély jelentősebb mértékű változása nem várható** (Mezősi et al. 2014).

A kutatási területen térképezett, egykor rendszeres vízborítású, természetes eredetű állóvizek is visszaszorultak. Részesezésük mindössze 2,0%-nak adódott az 1990-es évek elején, szemben a 19. század végének közel 4%-os értékével.

Jellemzően az 1960 utáni időszakban jelentek meg a kutatási területen a természetes állóvizek mellett az 1 hektárnál nagyobb **mesterséges állóvizek** (pl. Kecskeméten a Széktői záportározók), melyek sajátos tájhasználati formáknak adnak teret (pl. víztározás, rekreációs használat, stb.). Nagyobb hányadukat egykori vizes élőhely, vízenyős gyepterület vagy természetes állóvíz helyén hozták létre, de a természetes vízborítástól, vagy gyeptől eltérő felszínborítási típusokon is, például szántón is kialakíthatták őket. Megjelenésük szempontjából a hidrológiai adottságoknak (felszínközeli talajvíz) és a speciális antropogén igényeknek (öntözés, rekreációs vízigény, víztározás) kell nagyobb szerepet tulajdonítani.

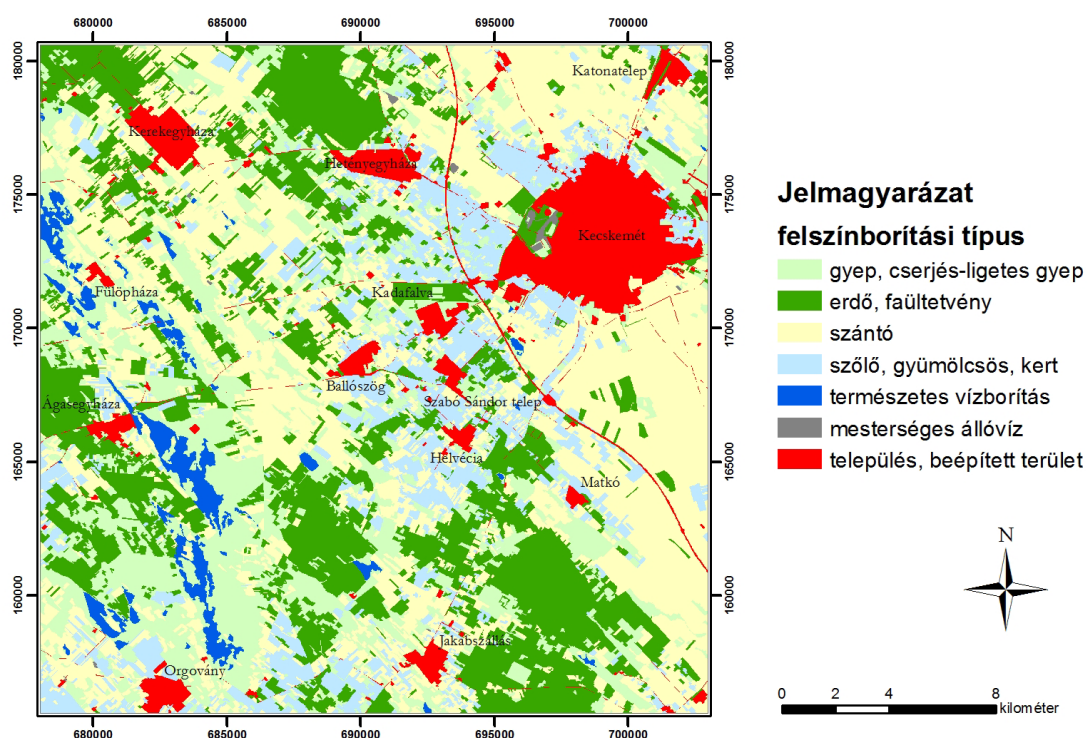
A tájhasználat, ezáltal a horizontális tájszerkezet és a felszínborítás szempontjából is jelentős tényező vált az intézményes természetvédelem 1975-től számítható megerősödése a térségben (a Kiskunsági Nemzeti Park megalakulásához kapcsolódóan). A kutatási terület az 1976-ban létesített Orgoványi Tájvédelmi Körzettel (1990-től a Kiskunsági Nemzeti Park része) és számos ex lege védett természeti területtel (szikes tavakkal, lápokkal) érintett. Mellettük az ún. természeti (természetes-természetközeli) területek is természetvédelmi oltalom alatt állnak, adott esetben a meglévő felszínborítást konzerváló jelleggel. A természetvédelem tájhasználatra, tájszerkezetre, felszínborításra gyakorolt rövid- és középtávú hatása egyértelmű, azonban jelentősége térben erősen differenciáltan jelentkezik. A kihirdetett védettségű területek nagyobb eséllyel számíthatnak a rövid- és középtávú fennmaradásra, mint a sok esetben hasonlóan értékes, de védetté nem nyilvánított természetközeli területek. Az 1990-es évek első felének felszínborítását a 25. ábra mutatja.

5.3.7. A közelmúlt felszínborítási változásai 2009-ig

A jelenhez való közelsége miatt a legutolsó vizsgált időszak felszínborítási változásait a korábbiakhoz képest részletesebben tárgyalom, tekintettel arra, hogy a napjainkban végbemenő és a közeljövőben várható tájváltozási tendenciákra, és a táji (ökológiai, vizuális-

tájképi és tájtörténeti) értékeket veszélyeztető tényezőkre ezekből következtethetünk leginkább. A vizsgált időszak végének (2009. év) felszínborítását a 26. ábrán mutatom be.

A rendszerváltást követően ismét a gyepterületek csökkenését tapasztaljuk. A gyeprészesedés 23,2%-ról 19,8%-ra történő csökkenése főként az előző időszaktól kezdve felgyorsuló, intenzív fásítások, erdősítések, valamint részben a spontán beerdősülések számlájára írható. A gyepek jelentős része már a rendszerváltás éveiben is olyan parlag volt, mely nem képviselt számottevő természeti értéket és nem is biztos, hogy hasznosításra került ebben az időszakban. Az átalakítások azonban nemcsak a kevésbé értékes parlagokat, hanem a természetközeli állapotú gyepeket is érintették, melyek Biró vizsgálata (Biró 2006) szerint is a cserjésedés-erdősülés és az erdősítések (valamint kisebb mértékben) a beszántások, beépítések hatására fogytak. Ma is jellemző ökológiai probléma a térségben az élőhelyek csökkenése mellett azok fragmentálódása, illetve homogenizálódása (Molnár et al. 2010). A növényzet időben követhető homogenizálódása a Szappan-szék példáján jól dokumentált (Hoyk 2006, Hoyk et al. 2014, Kovács et al. 2017).



26. ábra. A 2009. év felszínborítása

Számításom szerint is a szántóföldi művelésbe vonás volt a második legjelentősebb átalakítási tevékenység a gyepek egészét tekintve (fiatal parlagok, természetközeli gyepek, alacsony záródású cserjés-ligetes gyepek). A gyepek csökkenését segítette elő, hogy a kárpótláskor kapott szántóföldeket a gazdák a szárazodó gyepek és kiszáradó vizes élőhelyek feltörésével igyekeztek kiterjeszteni, miközben a gyepekre is egyre kevésbé volt igény az állattartás 60%-os csökkenése, valamint az intenzívebb állattartási forma (istálló állattartás) felé való arányeltolódás miatt (Farkas 2010, Biró 2011). Természet- és tájvédelmi szempontból a külterjes legeltetés visszaesése közvetetten is hátrányos a gyepterületekre nézve, mivel az alullelegeltetés a gyepterület kedvezőtlen átalakulásával, fajszegénnyel járhat.

A beerdősítés-beerdősülés az esetek harmadában (de kiterjedés szerint kb. fele részben: 49%-ban) **a beszántás az esetek ugyancsak harmadában** (kiterjedés szerint kb. 36%-ban) **volt a gyepek eltűnésének okozója. A terület nagyság alapján 9%-ban a kertek, szőlő- és**

gyümölcsültetvények kialakítása, 5%-ban a beépítések, 1%-ot el nem érő (0,2%) arányban pedig a vízellátási művek szüntették meg a gyepeket. Eredményeim az 1186 darab 1 hektár feletti metszet-poligon egyenkénti ellenőrzése, a hibás találati eredmények elhagyása utáni számításokból származnak (valós találati esetek száma [1008] alapján 85%-ban bizonyult megbízhatónak a térinformatikai művelet).

A beszántott gyepek általánosan jellemzőek a kutatási területen, humuszos homokon, réti talajon éppúgy, mint csernozjomokon. **A gyepek beerdősítése általában a korábbi erdők kiterjesztése érdekében, azok szomszédságában történt, ezért főként a homoki termőhelyekhez kapcsolódott.** A kertkultúra (vagy helyesebben inkább kertek) gyepeken való, közelmúltbeli megjelenése koncentrált területi mintázatot mutat. Ennek oka, hogy a **Kecskemét körüli szuburbán térben, a város vonzáskörzetében számos olyan szóróvány jelent meg, főként a hasznosítatlan parlagok helyén, mely a lekerített telken beépítéssel és parkosítással, vagy csak beépítéssel megváltoztatta az addigi felszínborítást.** Az ilyen jellegű átalakítások részben a korábban már sűrűn betelepült kertes övezetekben és a belterületek szomszédságában váltak jellemzővé (Kecskemét közigazgatási területén kívül Ballószög és Helvécia keleti felén). Másrészt viszont Kecskeméttől észak-északnyugatra, a távolabb eső, de a közutakon jól elérhető és napjainkban sűrűbben szóróványosodó területeken is előfordult a gyepek elfoglalása (pl. a ménteleki út mellett). Arra is találunk példát, hogy telekosztással korábban rendszeresen vízjárta természetközeli gyepek szűntek meg. A csak parkosított vagy teleknek lekerített területhasználat mellett a valóban szőlőként, gyümölcsösként történő hasznosítás bevezetése csak néhány helyen érintette a gyepeket.

A kutatási területen szétszórva találjuk azt az öt helyet, ahol a száraz vagy vizenyős gyepeket mesterséges víztestté alakították át. Ezek valószínűsíthetően (környezetük és a korábbi időből származó források alapján) mind természetközeli élőhelyek voltak. A gyepek beépítése többségében Kecskeméten és környékén (Ballószög, Kadafalva) fordult elő, de ezeknek csak egy része lehetett természetközeli állapotú (pl. a Csalánosi-legelő). Jakabszálláson azonban nagy valószínűséggel természetközeli gyepek (kékperjés láprét vagy mocsárrét) pusztultak el az új lakóházak és kereskedelmi egységek felépítése miatt.

Terepi felmérések alapján (MÉTA program) a Duna–Tisza közí parlagok aránya bőven az országos átlag felett volt az ezredfordulót követő évtizedben (Molnár et al. 2010). Főként parlagként új gyepek keletkeztek ekkortájt, míg a szándékos, magvetéssel történő gyepesítés ritka eset volt. Ezeket a másodlagos gyepeket szórt előfordulással, a kutatási terület minden részén, így Kecskemét közelében és a távolabbi tájrészletekben, valamint löszön (csernozjomon), homokon és réti talajon egyaránt megtalálhatjuk (27. ábra). Mindez általános társadalmi-gazdasági hatótényezőt, a mezőgazdaság visszaesését jelzi (Csatári–Farkas 2008). A homok, homokos vályog, vályog fizikai talajféleségek területi arányához (69,5%, 22,6% és 7,9%) képest a parlagok részesedése az ilyen fizikai talajféleségű területekből 82,0%, 16,2%, illetve 1,8% volt. **Ez arra utal, hogy az általános területi hatályú mezőgazdasági recesszió mellett a talajféleségnek is befolyásoló szerepe lehetett a felhagyásokban, azaz a rosszabb talajadottságú homokos területeken inkább jellemző volt ez a folyamat.**

Nem ennyire bizonyos a termőhely-minőség szerepe a parlagosodásban a talajértékszám-osztályokkal való összevetés esetén. A felhagyások TÉSZ-osztályok szerinti arányai (57,3%, 32,8%, 9,9%) és a TÉSZ-osztályok (0–10, 10–40, 40–80 TÉSZ) területi részesedésének (55,4%, 23,8%, 20,8%) összehasonlítása alapján is úgy tűnik, hogy **a legjobb termőhelyeken alig voltak jellemzőek a felhagyások.** Ezzel szemben a homokos fizikai összetételű, de közepes termőhelyi adottságú területeken (réti talajok egy része és a magas humusztartalmú homoktalajok) intenzívebb volt ez a folyamat, mint a legrosszabb talajokon, ami egyéb, háttérbeli tényezőre is utal (pl. a nemzeti parkban az élőhely-helyreállítások szerepe). A nemzeti parki egységeken belüli parlagok figyelmen kívül hagyásával sem kapunk azonban nagyon eltérő területi arányokat (62,0%, 26,6%, 11,4%).

Sokkal inkább az valószínűsíthető, hogy *a további művelésre értelmetlennek ítélt legrosszabb adottságú termőföldeket a felhagyás helyett több helyen inkább faültetvényekkel, új erdőkkel váltották fel.* A 2009-es ortofotó alapján bizonyos, hogy nem spontán beerdősült területekről van szó. Az előbbi megállapítást látszanak alátámasztani a korábban megművelt területek (szántó, kert) erdősítéseinek fizikai talajféleség (homok: 76,1%, homokos vályog: 22,2%, vályog: 1,7%) és TЭСZ-osztályok szerinti arányai (0–10 TЭСZ: 58,9%, 10–40 TЭСZ: 24,2%, 40–80 TЭСZ: 16,9%). Ezek a faültetvények, illetve erdők amellet, hogy egy kevésbé intenzív használatot tükröznek, a parlagokhoz hasonlóan az agrártermelés visszaesését is jelzik. Arra, hogy a rendszerváltás követő években a művelési felhagyások és a természeti agroökológiai potenciál nagysága között összefüggés mutatkozik, Szilassi is felhívta a figyelmet Balaton-környéki vizsgálatai alapján (Szilassi 2003, 2008).

10. táblázat. Mezőgazdasági művelés (szántó, kert) alól felhagyott területek arányai TЭСZ-osztályonként és fizikai talajféleségenként (1992–2009) (aláhúzással kiemelve a viszonyítás alapját jelentő területi arányok)

Mezőgazdasági művelés (szántó, kert) alól felhagyott területek arányai TЭСZ-osztályonként				
	TЭСZ 0–10	TЭСZ 10–40	TЭСZ 40–80	összes
A TЭСZ-osztályok területi arányai	<u>55,4%</u>	<u>23,8%</u>	<u>20,8%</u>	100%
A parlagok területi arányai	57,3%	32,8%	9,9%	100%
A NP-i egységeken kívüli parlagok t. ar.	62,5%	26,6%	11,4%	100%
Megművelt területek erdősítései	58,9%	24,2%	16,9%	100%
Szántóból lett gyepek ter. arányai	51,6%	38,0%	10,4%	100%
Kertből lett gyepek területi arányai	76,0%	15,9%	8,1%	100%
Mezőgazdasági művelés (szántó, kert) alól felhagyott területek arányai fizikai talajféleségenként				
	homok	homokos vályog	vályog	összes
A fizikai talajfél.-k területi arányai	<u>69,5%</u>	<u>22,6%</u>	<u>7,9%</u>	100%
A parlagok területi arányai	82,0%	16,2%	1,8%	100%
Megművelt területek erdősítései	76,1%	22,2%	1,7%	100%

A megművelt területek gyepesedése a különböző mezőgazdasági kultúrákat eltérően érintette. Az általam vizsgált területen leggyakrabban szántók kerültek felhagyásra, de kertkultúrás terület helyén is gyakran jelentek meg parlagok. A parlagosodás és az agroökológiai potenciál közötti kapcsolatot a 10. táblázatban összefoglalt százalékos értékek alapján elemezhetjük. Figyelemre méltó, hogy a TЭСZ-osztályok területi arányaival szemben a szántóból lett gyepek aránya osztályonként 51,6%, 38,0%, 10,4% (0–10, 10–40, 40–80 TЭСZ). Ezen az alapon a közepes termőképességű területeken volt a legerősebb a szándék a szántóművelés felhagyására (a termőföldek azt követő erdősítése nélkül). A legrosszabb homoktalajok felhagyott szántóit erdősítették jellemzően (lásd fent). Úgy tűnik, hogy *a kertgazdálkodás*

(beleértve a szőlő- és gyümölcsstermesztést is) **leginkább a rossz talajadottságú, homokos területekről vonult vissza**, ugyanis a legalacsonyabb agroökológiai potenciált képviselő TÉSZ-osztály részesedése kiemelkedő a művelések gyepesedett parlaghoz vezető felhagyásában a TÉSZ-osztályok területi arányaihoz viszonyítva. Az újonnan keletkezett gyepek eredet szerinti megoszlása a szántó, kertkultúrás terület, erdő felszínborítási típusok között számításaim szerint: 71%, 17%, illetve 12%.

A Kiskunsági Nemzeti Parkhoz tartozó területrészekben különösen jellemző volt a szántó-gyep konverzió, ami nyilvánvalóan a természetvédelmi szempontokkal függ össze. Olyan területet is találunk, ahol erdőt váltott fel a gyep (pl. a Fülöpháza-Orgoványi buckásban, Ágasegyháza környékén). Feltehetően a rossz talajadottságok, a futóhomok váztalaj gyenge termőereje miatt ritkulhatott ki néhány helyen annyira a korábban telepített, az EOTR-térképen erdeifenyvesnek jelölt erdő, hogy ott a 2009. évi felszínborítás már inkább gyephez sorolható. Ez az ortofotókon (FÖMI 2005, 2009) is közvetlenül felismerhető, sajátos jelenség tájhasználati anomália következményeként is értékelhető. Megjegyzendő, hogy az ilyen spontán kiritkuló erdőterületek mellett voltak olyan erdők is, melyek leégés miatt váltak (cserjés) gyepké.

A szántóterületek egyre jelentősebb mértékben fogytak a közelmúltban és fogynak napjainkban is az erdősítéseknek, fásításoknak és a beépítéseknek köszönhetően. 2009-ben arányuk a kutatási területen már csak 35,0%, szemben a 20. század első felének maximumával (közel 56%). Ehhez a folyamathoz hozzájárulhatott az is, hogy a Közös Agárpolitikához kapcsolódóan, a koppenhágai megállapodás értelmében Magyarország vállalta, hogy 1 millió ha szántóföldet kivon a termelésből (Farkas 2010). Nagyobb részt (7:3) ezeken a területeken az erdők telepítését határozta el az ország a **Nemzeti Erdőtelepítési Program** keretében, míg gyepesítésre csak kisebb hányad jut(na).

A kutatási területen a szántók térvesztésével párhuzamos folyamat volt a gyepek beszántása és a szőlő, gyümölcsös művelési ágról szántóra történő konverzió is. Jellemző volt, hogy a szántókban szigetszerűen megjelenő, kicsi, természetközeli, korábban rendszeresen vízjárta gyepet szántottak be (pl. Kecskeméttől északra), illetve, hogy a nagyobb természetközeli gyepek kiszögellései estek áldozatul a szántóművelésnek. Sőt, még a nemzeti park területén is történtek beszántások. Ugyanakkor a szántóvá alakított gyepek jelentős hányada csak néhány évtizednyi korú parlag volt a konverziót megelőzően. A szántók megjelenése a termőképességgel nem mutat szoros kapcsolatot. Az új szántók TÉSZ szerinti eloszlása (60,3%, 21,2%, 18,5%) az osztályok területi arányaihoz (55,4%, 23,8%, 20,8%) nagyban hasonlít. A jobb talajadottságú területeken azért nem válhatott gyakorivá a szántók terjeszkedése, mert ezek már eleve egy jó ideje egyébként is szántóként hasznosítottak.

A közelmúltban az erdőterületek változása volt a legjelentősebb tájváltozási folyamat. **Az erdőterületek aránya 2009-ig 7,5%-kal nőtt, ami az eltelt nem egészen két évtized alatt igen jelentős növekedésnek számít.** Az erdőtelepítések fokozódását a közvetlen magyar állami és az Európai Unió által is finanszírozott **erdőtelepítési támogatások** egyaránt ösztönözték, amelyek így rentábilisabbak lehetnek, mint a mezőgazdasági termelés (Koncz 2012, Kovács et al. 2017). Az új, telepített erdők jellemzően a meglévő erdőterületekhez kapcsolódnak, így ezek továbbra is elsősorban a homokfelszíneket jellemzik, de szórtan, mindenhol előfordulnak. **A kisparcellás, tanyás térségek érintettsége miatt, az új erdők telepítése nemcsak a szűkebb értelemben vett természetvédelem (élővilág-védelem), hanem a komplex tájvédelem számára is aggályos.** Az újonnan telepített faállományok ugyanis elsősorban olyan tájidegen faültetvényeket jelentenek, melyek döntő hányadban tartalmazzák a kifejezetten inváziós akácot (Molnár et al. 2010, Biró 2011), a mezőgazdasági tájhasználat lehetőségét korlátozzák, továbbá vizuálisan és funkcionálisan is bezárják a tanyákat.

Térinformatikai vizsgálatom alapján, a Bács-Kiskun megye területrendezési tervében (2011) szereplő „erdőtelepítésre alkalmas terület övezetébe” számos olyan természetközeli

terület (főként gyep) esik, melynek erdősítése természetvédelmi érdeksérelmet okozna. Ezek között ráadásul ex lege védett láp is akad. Nagy, erdősítésre alkalmasnak ítélt területfoltot találunk pl. Ágasegyházától északra, Fülöpháza igazgatási területének keleti felén, Orgovány igazgatási területének nyugati felén, Helvécia igazgatási területének középső részén és Kecskemét-Talfája térségében is, ahol napjainkban a szántók és tanyák határozzák meg a táj képét a meglévő erdők és a kisebb gyepfoltok mellett.

A felszínborítás-változás elemzése során az is megállapítható volt, hogy a korábbi gyepzárványok általában becserjésedtek, illetve beerdősödtek a közelmúltban (Biró 2011). Ezek azért kedvezőtlen folyamatok, mert főként az értékes, természetközeli gyepeket érintették. A cserjésedést-erdősödést ezeken a helyeken a legeltetés megszűnése mellett (Biró 2015) az egyre inkább összekapcsolódó, körbezáródó erdők deflációt csökkentő, széltörő hatása is elősegítette és elősegíti. Az AGROTOPO-adatbázisra alapozott számításom szerint a jó termőhelyi adottságú csernozjomokon az erdők 13,3%-a jelent meg. Ha az adatbázishoz tartozó térkép méretarányát és pontatlanságait is figyelembe vesszük, akkor is 4–12%-ra becsülhetjük a vályogtalajok, illetve csernozjomok részesedését az új erdősítésekből a MÉM-NAK és a Kreybig-féle talajtérképek alapján. Az új nagy erdőtömbök között találunk olyat, ami szántót (Kunszállás-Fülöpjakab határán, több mint 150 hektárral), olyat, ami gyepet (Izsákon több mint 100 hektárral) váltott fel, és olyat is, ami korábbi szőlőültetvény helyén jelent meg (Kecskemét Külső-Nyír tanyakörzetében kb. 50 hektárral). Ez is jelzi, hogy **az erdősítési igény általában független a korábbi műveléstől, az erdősítés feltehetően jóval rentábilisabb, és ezért preferált más hasznosításokkal szemben.** Biró adatai szerint a homokhátsági telepítések 73%-a szántóra és fiatal felhagyott szántóra, 15%-a óparlagokra (gyepekre), és kb. 10%-ot elérően természetközeli gyepterületekre történtek (Biró 2011).

A kertkultúrát, kisebb jelentőségű területi arányváltozása (1%-ot el nem érő aránycsökkenés 11,9%-ra) mellett, fontos minőségi és földrajzi változások jellemezték a közelmúltban. A nagyüzemi szőlők és gyümölcsösök egy része eltűnt és szántó, gyep vagy erdő felszínborítási típus váltotta fel. Ezzel szemben jelentős kiterjedésű (>10 hektár) ültetvények is megjelentek újonnan. Külsőnyírben szőlő-, Talfáján alma-, Belsőnyírben szilva-, Törökfáiban barack-, cseresznye-, Matkón barack- és szőlőültetvényt számoltak fel, ugyanakkor Lajosmizse déli részén, Kerekegyháza-Kunpusztán, az Orgoványi-réttől keletre és Jakabszálláson (III. körzet) új ültetvényeket létesítettek főként szántón, de gyepen is.

A térinformatikai adatbázis alapján a kertek terjedése ment végbe a szórványosodással összefüggésben, Kecskemét környékén a kertés zónában, és azon kívül is, legszembetűnőbben Kecskemét és Katonatelep között (Talfája, Úrrét). Valójában azonban nem a kertművelés vált kiterjedtebbé, hanem olyan elkerített területek, díszkertek, parkosított udvarok jöttek létre, ahol a mezőgazdasági célú területhasználat legfeljebb csak hobbiszinten van jelen. Ezek a „kertek” az ortofotókról ismerhetők fel. A kertkultúra „belső funkcióváltozása”, a mezőgazdasági termelés visszaszorulása a volt zártkertekben, a Kecskemét körüli kertés zónában is jellemző folyamattá vált. Ez az átalakuló területhasználat a felszínborítás diverzifikálódását, vegyes területhasználati jelleg erősödését is jelenti.

A közelmúlt felszínborítás-változásainak elemzése során a mesterséges állóvizek területi arányában (0,2%) nem volt mérhető számottevő jelentőségű változás, azonban az 1 hektár felületnagyság feletti víztestek száma és összterülete egyértelműen nőtt. Amíg a rendszerváltás első éveiben 14 ilyen víztestek találunk kb. 95 hektár összkiterjedésben, addig 2009-re számuk 17-re, összterületük több mint 98 hektárra nőtt. A tájismeretemre és a távérzékelt információkra alapozva azt feltételezem, hogy a magáncélú, rekreációs használatú művi víztestek terjedése történt és történik napjainkban. A korábban kialakított jelentős méretű víztározók, horgásztavak stb. mellett sok 1 hektárnál kisebb víztest is megjelent a tájban. A mesterséges víztestekkel szemben a természetes vízborítások, vizenyős területek

kiterjedése nem változott jelentősen, az a 2009. évi légifotózás idejének hidrológiai viszonyait tükrözi.

Jelentősen változott viszont a beépítések részaránya, ami 2009-re már közel 8%-ot ért el a szuburbanizáció és a településtelek szétterülésének („urban sprawl”) következményeként (Farkas–Csatári 2009, VÁTI 2009, Dóka et al. 2010). Érdekes összevetni ezt a 8%-os átlagértéket a kutatók (VÁTI 2009) által a CLC50-adatbázis alapján, Kecskemét közigazgatási területére számított értékkel (25%, reptérrel 50%), ami **a beépítések nagy fokú területi koncentrációját, a város térségének dominanciáját jelzi**. Az elmúlt száz évben a beépített területek megtízszereződtek, miközben a népesség csak megduplázódott (Farkas 2010, Kovács et al. 2017), ami szintén a városi szétterülés egyik sajátossága és bizonyítéka.

Kecskemét területi gyarapodása Petőfiváros kiépülése, valamint Alsószéktő, Szeleifalu, Hunyadiváros, Széchenyiváros, Bethlennváros és a Déli ipartelep bővülése kapcsán a legfeltűnőbb. Az utak mentén, nemcsak Kecskemét térségében, hanem pl. Jakabszálláson is, többfelé új ipari-kereskedelmi-szolgáltató egységek, telephelyek (pl. a kecskeméti TESCO, autókereskedések) jelentek meg szórt beépítettséget eredményezve. A központi várostest bővülése mellett az ipari-kereskedelmi-szolgáltató egységek és más szórványok terjedése is egyfajta szétterülésként értelmezhető, különösen annak tekintetében, hogy a munkahely alapján ezek gyakran funkcionálisan is a városhoz vagy más települési központhoz, és nem a külterületekhez kötődnek.

Nemcsak Kecskemét, hanem a többi zárt, önálló települést jelentő vagy közigazgatásilag máshová tartozó településtömb is bővült, hol jelentősen (pl. Kerekegyháza, Katonatelep), hol pedig alig észrevehetően (Orgovány). Az érdemi településterület-növekedésből Fülöpháza, Ágasegyháza maradt ki, ami a többi településhez viszonyított periférikusabb helyzetükkel magyarázható. Emiatt a szuburbanizációból is kimaradnak, ami esetükben így nem tud hozzájárulni a lakóterület-bővüléshez. Még Talfája is több beépített telekkel gazdagodott, ami a Kecskeméttel való jó összeköttetésének is köszönhető. A beépítettség mértékét növelte a burkolt utak hálózatának kiépülő mellékutak, hosszabbítások formájában történő további bővülése és az M5-ös autópálya kiépülése is.

Kiemelt figyelmet érdemel tájvédelmi szempontból is a szórványok helyzetének alakulása. **Különösen Kecskemét térségében számuk folyamatos emelkedését tapasztalhatjuk**. Adataim szerint a szórványok száma a vizsgált területen, 2009-ben már a 11000-et is meghaladta (11.458), ami már jóval magasabb érték, mint az 1958–59-es adatok alapján mért addigi maximum (9276). Az 1989-es térképállományok szerint, a rendszerváltás éveiben számuk a 8000-et még csak kicsivel haladta meg (8128), a növekedés 20 év alatt tehát 40% körüli (20. ábra).

A tanyásodást követő újra-szórványosodás mögött a szuburbanizáció húzódik meg (Csatári 2006a, 2006c). **A városkörüli térség szórványosodásával párhuzamosan végbemenő folyamat a vidéki tanyák elhagyása, melyet elsősorban a mezőgazdaság recessziója és a társadalmi viszonyok megváltozása mozgat, de a mezőgazdaság jövedelmezőségi viszonyainak lerontásán keresztül az aridifikációnak is szerepe lehet benne** (Csatári 2006c, Kovács et al. 2017). A szórványok számának területileg ellenkező előjelű változása, a Kecskemét környéki besűrűsödés és ritkábban tanyásodott térségeket jellemző felszámolódás a korábbiakhoz képest még inkább egyenlőtlenebb térbeli eloszlást és Kecskemét központú koncentrációt eredményezett a kutatási területen. (A sűrűsödési változásokról lásd az 5.5. fejezetet.)

Az 1990-es évek második felének és a 21. század legelejének fent vázolt felszínborítás-változási tendenciái jól illeszkednek a nagyobb téregységre, a Homokhátságra vonatkozóan megállapított változások (1990–2015) tendenciáiba (Kovács et al. 2017).

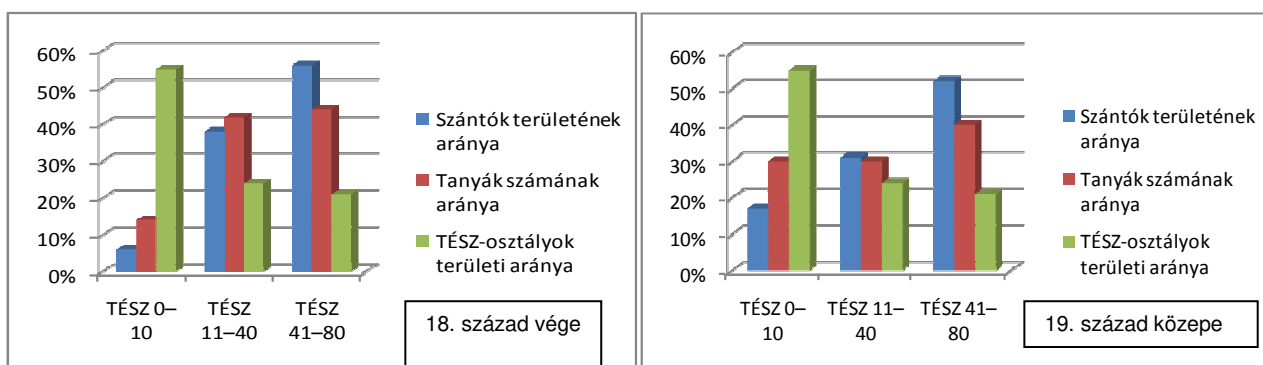
A tájtörténeti elemzés végén érdemes összevetni néhány idősíkot, hogy a TÉSZ-osztályok szerint miként alakult a szántók területi és a tanyák számbeli aránya a TÉSZ-

osztályok területi arányához képest. A 18. század végi, a 19. század közepi és a 2009. évi viszonyokat a 28–30. ábrák mutatják.

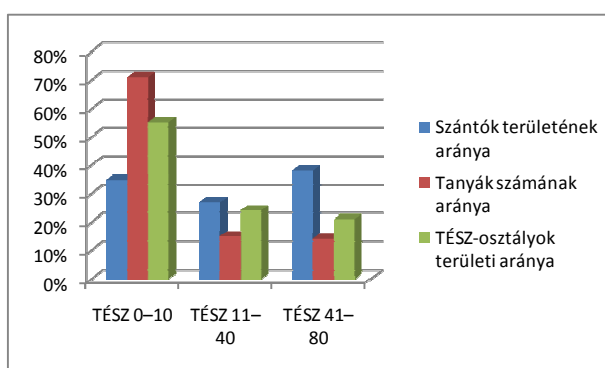
A 18. század végétől lezajlott felszínborítási arányváltozásokat visszatükröző felszínborítási adatokat az alábbi táblázat foglalja össze. A 31. ábrán a felszínborítási típusok arányának változása az idő függvényében látható a 18. század végétől 2009-ig.

5.3.8. A felszínborítás stabilitása és időbeli változatossága

A felszínborítás-változás gyakoriságát (állandóságát, illetve változékonyságát, továbbiakban: stabilitás) és az időbeli felszínborítási változatosságot bemutató eredménytérképeket vizuálisan vettem össze az AGROTOPO-adatbázis attribútum-rétegeivel (32–33. ábra), ami alapján azt állapítottam meg, hogy a **stabilitás, illetve az időbeli változatosság a különböző szervesanyag-készletű és talajértékszámú talajok mintázatával szoros térbeli egybeesést mutat**. Az AGROTOPO-adatbázisban attribútumként megjelenő többi talajtulajdonság (így pl. a fizikai féleség, vízgazdálkodási tulajdonságok, a kémhatás, a termőréteg vastagsága) mintázatával ugyanakkor korrelatív térbeli egybeesést nem találtam. A mezőgazdaság tájtörténeti jelentősége miatt a termőképességet tükröző két jellemző mintázatával való kapcsolat nem meglepő, de az átfedések mértéke igencsak figyelemreméltó.



28–29. ábra. A szántók területi és a tanyák számbeli aránya TESS-osztályonként, a TESS-osztályok területi arányához viszonyítva, a 18. század végén és 19. század közepén



30. ábra. A szántók területi és a tanyák (szórványok) számbeli aránya TESS-osztályonként, a TESS-osztályok területi arányához viszonyítva, 2009-ben

Bármely alkalmazott cellaméret esetén szembetűnően szoros a térbeli egybeesés a változatos/változékonyság felszínborítású felszínek és a talajok alacsony szervesanyag-

tartalmával jellemezhető területek, illetve a kevésbé változatos/stabilabb felszínborítású és a magasabb szervesanyag-tartalmú talajok területei között. Amennyiben a talajok szervesanyag-

11. táblázat. Felszínborítási típusok arányai a kutatási területen, az egyes időszakokban

	gyep	erdő	szántó	kert	természetes vízborítás	beépített terület	művi vízfelszín
18. század vége	80–90%	~1%	5–10%	2–3%	1–2%	~0,4%	-
19. század közepe	~46%	~4%	40,6%	4,5%	3,6%	0,7%	-
19. század vége	~39%	4–5%	47,0%	4,4%	3,9%	0,8%	-
20. század első fele	16,9%	5,7%	55,8%	18,1%	1,7%	1,8%	-
1950-es évek vége	16,9%	7,3%	53,0%	17,7%	2,8%	2,3%	-
rendszerváltás évei	23,1%	15,4%	40,1%	12,4%	2,0%	6,8%	0,2%
2008–2009.	19,8%	22,9%	35,0%	11,9%	2,3%	7,9%	0,2%

készlete (SZK) alapján két osztályt képezünk (1-es osztály esetében SZK<100 t/ha, 2-es osztály esetében SZK>100 t/ha), azt tapasztaljuk, hogy a 2-es osztályhoz tartozó területeken 1–2 felszínborítási típus jelent meg a 19. század végétől, míg az 1-es osztályhoz tartozó területeken 3–5 felszínborítási típus kombinálódott és váltotta egymást. **A nagy felszínborítási stabilitású és kis változatosságú területeket a réti és szikes laposok, illetve a löszös síkok jelentik.** Előbbieket a gyep (valószínűsíthetően rendszeresen vagy csak időnként vízjárta gyep) és a természetes vízborítás felszínborítási kategóriák uralják hosszú idő óta, míg a löszös síkokon a szántó a domináns és stabil felszínborítási típus. A változékony és az időben sokféle felszínborítást viselő területeket a homokbuckások és (lepel)homokos síkok képezik, ahol a homoktalajok csak igen kicsi (<100 t/ha) szervesanyag-készlettel rendelkeznek.

A fentiekből következik, hogy minél magasabb a talaj szervesanyag-készlete, annál kevésbé változott a hasznosítás az idők folyamán, és így annál kevesebb felszínborítású típus fordult elő az adott helyen, ami a tájhasználatnak a termőhelyi adottságokkal, a természeti agroökológiai potenciállal való szoros kapcsolatát tükrözi.

A termékenység, vagy természeti agroökológiai potenciál mértéke még inkább kifejezhető az ún. talajértékszámmal, mely eredménytérképeim szerint szintén szoros összefüggésben áll a felszínborítás időbeli változatosságával és stabilitásával. Az agrotopográfiai térképállomány TÉSZ attribútuma alapján képezett talajértékszám-osztályok (1-es osztály: 0–10 TÉSZ, 2-es osztály: 11–80 TÉSZ) és azonos talajértékszám-osztályokba eső területek felismerhető térbeli egybeesést mutatnak a közel azonos vagy azonos mértékben változatos és a stabil területekkel. Ha a TÉSZ alapján képzett területeket és a stabilitási, illetve az időbeli változatossági térképeket összevetjük, azt tapasztaljuk, hogy **nagy stabilitás és kis változatosság a nagy és közepes talajértékszámú területeket (2-es osztály) jellemzi, míg a kis talajértékszámú területeken (1-es osztály) általában többszöri a felszínborítás-változás és többféle felszínborítási típus fordul elő a vizsgált időtávon** (33–35. ábra). Ez a térbeli egybeesés minden alkalmazott cellaméret mellett ugyanúgy felismerhető.

A stabilitás/időbeli változatosság természeti agroökológiai potenciállal való szoros kapcsolatának értelmezése a jelenlegi és jövőbeni hasznosítás számára igen fontos. A kutatási területen belül a gyenge termőerejű futóhomokok és az alig humuszos homoktalajok mellett az ugyancsak gyenge termőképességű szikesek (a szoloncsákok, szoloncsák-szolonycék) képezik a döntő részét a kis talajértékszámú, tehát alacsony természeti agroökológiai potenciálú területeknek. Ezek szántóföldi művelésre alig alkalmasak, szemben a termékenyebb, közepes és nagy talajértékszámú réti talajokkal és csernozjomokkal. **Mivel a**

kutatási terület térsége 1881–83 és 2009 között, hasznosítási szempontból döntően agrárjellegű volt, az agroökológiai potenciál nagysága a tájhasználat és a felszínborítás stabilitására, illetve időbeli változatosságára is befolyással volt. A természeti agroökológiai potenciállal való kapcsolat szorossága az időbeli változatossági térképen (35. ábra) feltűnőbb, mint a stabilitási térképen (34. ábra).

A legváltozékonyabb és a legváltozatosabb felszínborítású területeket jórészt az ún. „központi homokvidéken” találjuk, melyet a tájtörténeti részben mutattam be. *A felszínborítás típusok jellemző, egymást követő időbeli sorai (trajektóriái) ebben a térségben: gyep – szántó – szőlő – gyep – erdő, vagy gyep – szántó – szőlő – beépített terület.* Megállapíthatjuk, hogy a homokvidék térségében, ahol korábban a mezőgazdasági termelés (gyep-, szántó- és kertgazdálkodás) volt a legfőbb tájhasznosítási forma, a mezőgazdaság körülményeinek kedvezőtlen megváltozásával (pl. az urbanizáció és a társadalmi változások hatására) az agrárjelleg háttérbe szorult, és a termelést a termőföldre kevésbé kötődő tájhasználati módok (erdőgazdálkodás, beépítés) váltották fel, és az ezeknek megfelelő új felszínborítási típusok (erdő, lakóterület) jelentek meg.

Az eredmények alapján, ha a talajok szervesanyag-készletéből, vagy a talajértékszámából indulunk ki, arra a következtetésre juthatunk, hogy az elmúlt 130–140 évben a természeti agroökológiai potenciál a tájváltozások hajtóerejeként működött a térségben.

A változatossági térképen, a természeti agroökológiai potenciállal való szoros kapcsolat mellett, másik földrajzi sajátosságot is megfigyelhetünk. Nevezetesen azt, hogy a 19. századi Kecskemétet övező zónában, ahol ma főként a zárt beépítésű településtest fekszik, többféle felszínborítást mutat az eredménytérkép. Ennek oka, hogy a *Kecskemét mai külső településrészeinek megfelelő területen, részben a városközeli fekvésből származó előnyök miatt, időben sokféle antropogén igény merült fel.* Ilyen antropogén hasznosítás volt például a 19. század végén a rendszeres kijárással művelt szőlőskertek gondozása, később a zártkertek változatos, kisparcellás mezőgazdasági hasznosítása, vagy a szántógazdálkodás és a beépítés is. Ennek megfelelően sok helyen 3–4 felszínborítási típus váltotta egymást az idők folyamán. *Eredményeim szerint a jellemző időbeli felszínborítási sorozata következő volt: szőlő – szántó – gyep – beépített terület.* Megjegyzendő, hogy a gyep felszínborítás típus megjelenése sokszor nem szándékos gyepesítésnek volt köszönhető, hanem a művelés átmeneti (néhány éves, esetleg évtizedes) felhagyásának az eredménye volt, és csak időleges parlagok kialakulását jelentette.

5.3.9. A gyepek és a vizes élőhelyek felszínborítási stabilitása, közelmúltbeli változásai

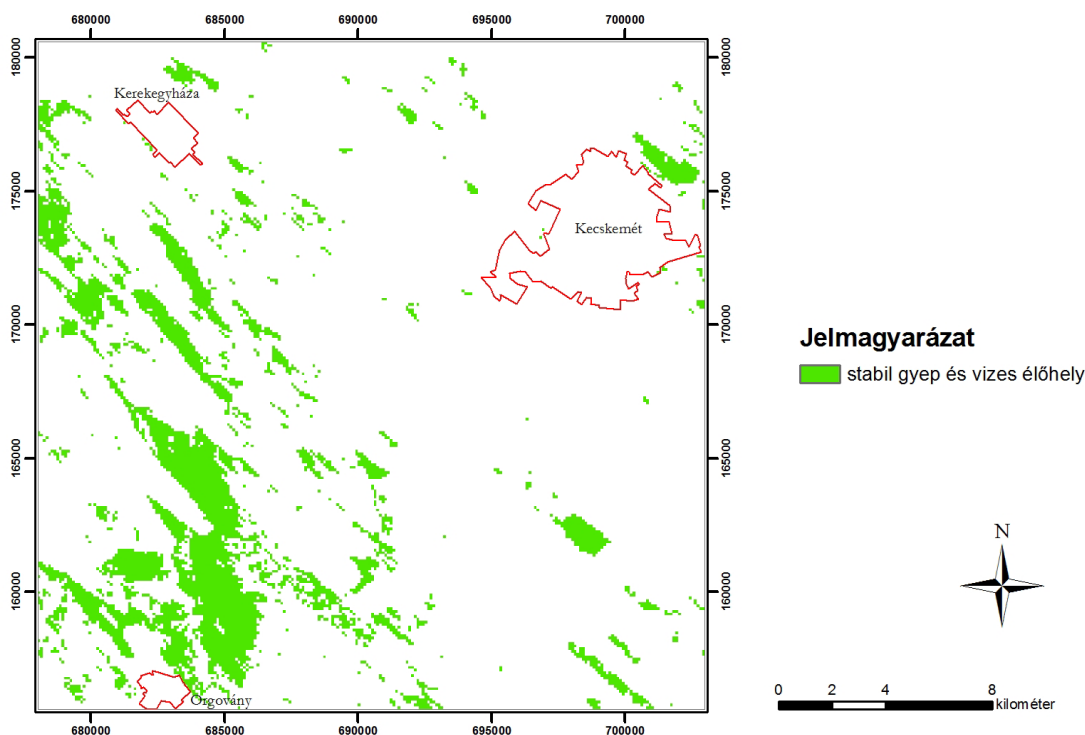
Táj- és természetvédelmi szempontból különösen jelentős elemei a tájnak a fátlan és a cserjés-ligetes gyepek (továbbiakban: gyepek) valamint a vizes élőhelyek. Az adatbázisban ezeket a gyep és a természetes vízborítás felszínborítási típusokba sorolt területek jelenítik meg. Ugyanaz a terület a vízesség mértékétől függően idősíkonként más típusba is sorolódhat, ezért az időbeli tendenciák vizsgálata során a gyep és a természetes vízborítás kategóriák nem különíthetők el egymástól. A gyepek és a vizes élőhelyek között is találunk átfedést, mivel a vizes élőhelyek közé nemcsak az állandóan vízzel fedett természetes vízborítások (pl. nádasok, mocsarak) tartoznak, hanem a csak időnként vizes, vízjárta gyepek is. Továbbiakban ezért együtt tárgyalom azokat.

A legutolsó elemzett idősík 100×100 méteres cellafelbontású raszteres adatrétege alapján, a gyepek, valamint a vizes élőhelyek összkiterjedése 2009-ben, a vizsgált területen kb. 13915 hektár (~14 ezer ha) volt. Számításom szerint ennek csak kb. **43%-a stabil felszínborítású gyep, illetve vizes élőhely az 1881–83-tól 2009-ig tartó időszakban,** amennyiben a gyep és a természetes vízborítás időbeli variálódását nem tekintjük releváns felszínborítási változásnak. A kutatási terület kb. 22%-át teszik így ki a stabil gyepek és vizes

élőhelyek. Eloszlásuk kevés kivétellel, a deflációs kialakulású réti és szikes laposokhoz kötődik, ezért meglehetősen egyenlőtlen. A 2009. évben fennálló összes gyepterület és vizes élőhely kiterjedéséhez viszonyítva, az 1950-es évek végén még kb. 56%, de a rendszerváltás éveiben már csak kb. 46% volt stabil felszínű. ***Ez a tendencia a táj- és természetvédelmi szempontból különösen értékes felszínek folyamatos térvesztését tükrözi.*** (A korabeli [1957–59, 1992–96] gyepterület és vizes élőhelyek kiterjedéséhez viszonyított arányok: kb. 63%, illetve 41%.)

Attól függően, hogy hány időszíkot fogunk át (egyesítünk térinformatikailag), változik a stabilnak minősített gyepterület és vizes élőhelyek kiterjedése is. Az 1930-as évek közepe és 2009 között tartósan fennmaradó gyepterület és vizes élőhely a 2009. évi összes gyepterület és vizes élőhelynek (13915 hektár) a 46%-a. Az 1950-es végétől 2009-ig tartó legszűkebb intervallum, tehát csak három időszíki adatainak elemzése alapján ez az érték már jóval nagyobb, kb. 55%. Értelmeszerűen minél kevesebb időszíkot fogunk át, annál nagyobb terület adódik stabilnak. Ez a növekedés azonban csak látszólagos és a „megengedőbb” feltételeknek köszönhető.

A legutóbbi öt (1881–2009), illetve négy (1930-as évek közepe–2009) időszíki adatai alapján megállapított stabil gyepterület (cserjés-ligetes gyepterület) és vizes élőhelyek elterjedését az 36–37. ábrák mutatják. Jelentős különbséget mutatnak a 19. század végi felszínborítási térkép két változata szerint megszerkesztett térképek. A különbség abból adódik, hogy a Fülöpháza–Orgoványi homokbuckást a gyepterület felszínborítási típusba tartozónak tekintettem a 2. térképváltozat esetében. A szűkebb intervallum figyelembe vétele miatt, a 37. ábra térképén olyan gyepterület és vizes élőhelyek is szerepelnek, melyek a 19. század végén még más felszínborításúak voltak. Példaként a Kecskeméti Úrrét külterületi részén található Nyomási-legelő említhető, melynek magasabb térszíni helyzetű részei szántók voltak akkor.



37. ábra. Az 1930-as évektől számított négy időszíki alapján stabilnak minősített gyepterület (fátlan és cserjés-ligetes gyepterület) és vizes élőhelyek elterjedése (cellaméret=100 m)

A 4. időszíki (1992–1996) stabil felszínborítású gyepterület és vizes élőhelyek közelmúltbeli változásait kiemelten vizsgáltam. A 100×100 méteres cellaméretű, egyesített raszteres adatbázisból leválogatással kapott eredményeket cellánként, a topográfiai térkép és a 2009-es

ortofotó vizuális összevetésével ellenőriztem. Úgy találtam, hogy a 410 cellából 19%-nyi találati eredmény valamely hibaforrásból (döntően generalizálásból, kisebb részben téves vagy pontatlan interpretációból) származik. A bizonyosan valós változást jelző 331 db cella alapján, *az 1881–83 és 1992–96 között stabil gyepek és vizes élőhelyek 5,2%-a pusztult el a közelmúltban.*

Adataim szerint *a stabil gyepek, illetve vizes élőhelyek pusztulásáért elsősorban a beszántások, valamint a beerdősítések és beerdősülések (becserjésedések) a felelősek.* Előfordult az is, hogy szőlő- illetve gyümölcstetvénné, parkosított kertté vagy vízilétesítménnyé (víztározó, horgásztó, halastó stb.) alakították át őket, esetleg beépítés áldozatául estek. A döntő mértékben (kb. 68–69%-ban) felelős beszántások kis foltokban, szórtan és jellemzően a kutatási terület nyugati felén történtek ott, ahol a gyepek eleve nagyobb arányban maradtak fent hosszú időtávon keresztül.

Figyelemre méltó, hogy az általam vizsgált nemzeti parki területeken is kilenc különálló helyen fordult elő, adatbázisom által stabilnak jelzett gyep beszántása 1992–2009 között, egyenként kb. 0,2–3 hektár körüli nagyságban. Ezek az elsősorban, nem nagy volumenben jelentkező esetek rendkívülinek, a szigorú természetvédelmi oltalom tekintetében pedig meglepőnek számítanak. Ha a nem védett és a védett gyepek pusztulási arányait hasonlítjuk össze, arra következtethetünk, hogy a jogi védelem általában gátját jelenti a beszántásoknak, és a feltárt esetek csak ritka kivételek.

Nem a beszántások jelentik az egyedüli veszélyeztető tényezőt a nemzeti parkhoz tartozó stabil gyepek fennmaradására nézve. Az adatbázis négy különálló helyen jelezte még stabil gyep főként akáccal és nyárral történő beerdősülését. Stabil gyepet ért más jellegű antropogén átalakítás nem volt észlelhető és a természetes vízborítások területeit sem érte direkt antropogén beavatkozás a nemzeti parkon belül.

Az összes változás kb. 20–21%-át jelentő erdősítések/erdősülések koncentráltabban jelentkeznek, mint például a beszántások, és nagyobb egybefüggő foltokat is találunk. Számításaim szerint a stabil gyepek pusztulásért kb. 63%, illetve 37% arányban felelnek a tervezett erdősítések, fásítások, illetve a spontán erdősülési (cserjésedési) folyamat. Különösen azon foltok beakácósodása figyelhető meg, melyek az 1990-es évekből származó topográfiai térképén még cserjés-ligetes gyepeként jelennek meg. A legtöbb beerdősülő stabil gyepet a Fülöpháza-Orgoványi buckavonulat területén találjuk. Az erdősülés jelenségével a nemzeti parkban is találkozhatunk (lásd fent). *A közelmúltbeli erdősítések kevésbé köthetők a futóhomokos térszínhez, azok a Kecskemét és Kerekegyháza környéki kötöttebb talajokon, szikesen! és réti talajon is megtalálhatók.*

Közel 5%-ban semmisültek meg stabil gyepek és vizes élőhelyek szőlő/gyümölcsös ültetvény, parkosított kert (lakóudvar) létesítése, illetve 4%-ban beépítés miatt. A legjellemzőbb változást a szórványosodással összefüggésben a parkosított kert (lakóudvar) kialakítása jelentette, szőlő/gyümölcsös létesítése gyepen csak elvétve fordult elő. Különösen figyelemre méltó, hogy az egyik kecskeméti ültetvényt vízjárta gyepre ültették. A települések terjeszkedése, a belterületek növekedése Jakabszálláson és Kecskeméten (két helyen ipari-kereskedelmi egységek építése) okozott élőhelykárosítást. Kecskemét külterületén, időnként vízjárta laposban, szántóvá átminősített gyepen épültek fel új lakóházak.

A vizsgált antropogén tájtalakítások közül, összkiterjedés szempontjából (2%) a legkisebb károsodást a vízilétesítmények kialakítása okozta. Két helyen került sor a közelmúltban víztározó illetve horgásztó létesítésére egykori vizes élőhely helyén.

A tájtörténeti, a talajtani és a geomorfológiai adatok ismeretében megállapítható, hogy több helyen, a vízjárta területeken a gyepet és vizes élőhelyet olyan új felszínborítási típus váltotta fel, ami a vízborítással és a talaj teljes víztelítettségével nehezen egyeztethető össze. Ez ugyan általában nem túl gyakori eset, de az értékes élőhelyek megszűnése mellett, irracionális tájhasználatra, tájhasználati anomáliára is felhívja a figyelmet.

5.3.10. Az erdők, a szántók és a kertkultúrák területek stabilitása a 19. század végétől

A stabil erdők térinformatikai megállapítása helyett két okból is a mai erdők természetességének vizsgálatát tartom táj- és természetvédelmi szempontból célrevezetőnek. Egyrészt a 20. század előtti táj erdőinek pontos helyzetéről csak bizonytalan, illetve ellentmondásos térképi forrásokkal rendelkezünk, másrészt a térinformatikai elemzés során jelzett helyen a faállomány stabilitása, az időközbeni erdőfelújítások és a szerkezet-átalakítások miatt csak viszonylagos. Az erdőterület-stabilitás ezekben az esetekben legfeljebb csak folyamatosan erdészetiileg hasznosított területként áll fenn, ökológiai értelemben az erdő látens módon többször átalakulhat.

A kutatási terület alábbi természetközeli erdőit, zárt homoki cserjéseit a KNPI terepi felmérései után (KNPI 1998–2018) kerestem fel és határoltam le adatbázisomhoz (11. ábra). A térségben dolgozó természetvédők számára jól ismert a Nyíri-erdő (Nagy–Nyíri-erdő), mint erdőssztyepp-maradvány ökológiai értéke, mely homoki tölgyeseivel, borókás-nyárasaival Natura 2000 természetmegőrzési terület. Rajta kívül, a Matkói-erdőben két kicsi természetközeli területfolt maradt fenn napjainkig. Ezekben is borókás-nyárasok jelentik az értékes erdei élőhelyeket. A Farkasné-erdő értékes, fás-cserjés élőhelyei másodlagosan, homoki gyepek cserjésedésével-beerdősülésével jöttek létre.

A térinformatikai elemzés alapján stabil szántók a kutatási terület majdnem minden részén megtalálhatók, kivételt a gyengén humuszos, futóhomokos területek, vízjárta térszínek jelentenek, de előfordulásukat esetükben sem zárhatjuk teljesen ki. Elhelyezkedésük a domborzati viszonyoknak megfelelően, északnyugat-délkeleti irányú sávot mutat, főként a kutatási terület nyugati felén. A keleti részen, Kecskemét körül, alföldi mészlepedékes csernozjom talajon nagy, egybefüggő öveget alkotnak, köszönhetően a magas természeti agroökológiai potenciálnak.

Eredményeim szerint, a stabilan kertkultúrák területeket a Kecskemétet övező nagy egybefüggő foltok mellett csak néhány elszórt, apró folt jellemzi (38. ábra). Az eredményeket mutató cellákat a 2009-es ortofotóval összevetve azt állapítottam meg, hogy a nagy, egybefüggő foltok (Máriahegy, Felsőszéktó, Alsószéktó, Felsőcsalános, Szolnokihegy, valamint Úrihegy keleti része) olyan sűrűn betelepült, kertes tanyás, és modern szórványokkal egyre inkább átszővődő öveget fednek, melyek egykor elsődlegesen szőlőként és/vagy gyümölcsösként művelt tanyás területek voltak. A mai modern szórványok döntő részéhez mezőgazdasági funkció azonban már nem társul, a többnyire parkosított kert is csak esztétikai szerepet tölt be. Egyre inkább vegyes tájhasználat kezdett kialakulni a térségben. Ezeknek a területeknek a hasznosítási jellege, módja tehát alaposan megváltozott az elmúlt közel másfél évszázad alatt a látszólagos stabilitással szemben. A stabil felszínborításnak tűnő eredmények magyarázata, hogy a különböző hasznosítású, de formai jegyekben mégis némiképp hasonló felszínborítási kategóriák (szőlő, gyümölcsös, veteményeskert, díszkert, szórványlakóépülettel bíró kert) az idősíkok közötti összehasonlítás miatt, egybevonva kerültek besorolásra a kertkultúrák terület felszínborítási típusába.

A legtöbb ilyen hagyományos, kertes tanyás térség, melyet az adatbázis is stabil felszínborításúnak jelez, ma már nagyrészt nemcsak funkciójában alakult át, hanem külső megjelenésében is. A helyenként még meglévő, hagyományosan hasznosított kisparcellás tanyák mellett, ma már az újabb keletű (a 20. század második felében és az új évezredben épült) tanyák, szórványok és kertjeik uralják a tájképet.

Az eredménytérképről csak néhány olyan kicsi, elszórt, vagy a nagy átalakult tömbön belüli szigetszerű foltot (cellákat) tudtam beazonosítani, mely nem tanyás vagy modern szórvánnyal bíró kertként, hanem napjainkban is szőlő/gyümölcsös ültetvényként jelennek meg. Ezek is leginkább olyan parlagterületek, ahol az egykori hasznosítást csak egyes

tájelemek (a gyümölcsfák, szőlősorok) jelzik. Az a kevés kivétel is, ahol még ma is művelt termőföldet találunk, csak kicsi (<10 ha) foltot képez.

A fentiek alapján kijelenthető, hogy *nincs a vizsgált tájrészben a kertkultúrának olyan, tradicionálisan szőlő- illetve gyümölcsültetvényként művelt, egybefüggő, többhektáros termőterülete, mely kultúrtörténeti jelentőségénél fogva a tájvédelem számára is értéket hordozna. A hagyományos, kisparcellás kertkultúrát, mint kultúrtörténeti értéket ma már csak lokálisan találjuk meg.*

5.4. A vízjárta területek tájhasználatának anomáliái

Az időszakosan vízjárta és az állandóan (tartósan) *vízzel borított területek* (wetlandek, vízhatású területek, vizes területek stb.) *a többé-kevésbé zárt, lefolyástalan vagy rossz lefolyású lokális mélyedéseket jellemzik* (Szilágyi 2007). A kutatási területen általában ezek természetes állapotukban lefolyástalan állóvizek medrei, ahol a felszín közelében elhelyezkedő talajvíz rendszerint tavasszal a felszínre jut és a talaj víztelítettségét okozza. Ilyenkor az állandó vízborítások mellett időszakos vízállások is jelentkeznek, melyek nyár végére jellemzően leszáradtak. A térség korábban állandóbb vizű, éveken átnyúlóan is meglévő víztestei napjainkra azonban már jórészt időszakossá váltak, vagy vízviszonyaik, így vízforgalmuk is jelentősen megváltozott. A vízjárta területek egykor tartósabb vízborítása csak részben és csak rövid időre képes visszatérni még a jobb hidrológiai helyzetű Dunamenti-síkságon is (Kovács 2011b). Mindez a vízrendezéseknek, a szárazodást előidéző egyéb antropogén hatásoknak és a megváltozott klímakörülményeknek köszönhető (lásd még 5.3.6. fejezet).

A vízborítások kialakulása a mélyedésekben a múltban kizárólag az éghajlati körülmények által volt szabályozott, és a fenti éves periodicitás volt rá jellemző. Normál időjárás feltételek mellett az elöntések ismétlődően mentek végbe, amellet, hogy a medrek a tartósan száraz időszakokban néha akár több évre is kiszáradhattak. *A rendszeresen és tartósan fellépő vízhatás eredményeként, mely a talaj víztelítettségében és felszíni vízborításban nyilvánul meg, a vízjárta térszíneken hidromorf talajok és vizes élőhelyek alakultak ki.* A vizes élőhelyek biotikus alapját nedves és vizes körülményekhez alkalmazkodott vegetáció képezi, ahonnan hiányoznak az elárasztással szemben nem toleráns fajok (Szilágyi 2007). Megjegyzendő, hogy az időleges (néhány év) kiszáradással a száraz termőhelyet kedvelő fajok is megjelenhetnek, de a száraz élőhellyé alakulás csak hosszabb idő (több egymást követő év) alatt következik be. Ilyen szárazodás történt a térségben az 1970-es évektől számítva. A kiszáradt, de egykor vízjárta területekre a belvizes időszakokban rendszeresen visszatérhet a víz.

A *vízjárta területek* felszínborítására általában a természetes-természetközeli vegetáció a jellemző, de miként már utaltam rá, lehetnek pl. beszántással átalakítottak és mesterséges felszínborításúak is. Ökológiai szempontú definíció szerint, a vízjárta térszíneken jellemző *vizes élőhelyek* (wetlandek) a kutatási területen is olyan természeti egységeket jelentenek, ahol felületarányos átlagos vízmélység (középvízállás esetén) két métert nem haladja meg, illetve ahol olyan hidromorf talajok találhatók, amelyeknek felső rétege tartósan, vagy legalábbis hosszabb időtartamig vízzel átitatott (Dévai et al. 1992).

A szakértők definíciója szerint a vizes élőhely egy olyan ökoszisztéma, amely az aljzat állandó vagy ismétlődő, sekély felszíni vagy felszínközeli elöntésétől vagy vízzel való telítettségétől függ. A vizes élőhelyek alapvető, elengedhetetlen jellemzője az ismétlődő, hosszantartó felszíni vagy felszínközeli elöntés, vagy vízzel való telítettség és azon fizikai, kémiai, biológiai tulajdonságok megléte, melyek az ismétlődő, hosszantartó felszíni vagy felszínközeli elöntést vagy a vízzel való telítettséget tükrözik. *A vizes élőhelyek általános diagnosztikai tulajdonságai a vízhatású talajok és a vízkedvelő növényzet.* Ezek a

tulajdonságok mindig jelen vannak, kivéve, amikor speciális fizikokémiai, biotikus vagy antropogén tényezők megszüntetik őket vagy meggátolják kifejlődésüket (Lewis et al.1995).

Miként a fenti tudományos definíciókból és a vízügyi vonatkozású rendelet [83/2014. (III. 14.) Korm. rendelet] fogalmi meghatározásából is következik, a felszíni víz megjelenése, az elöntés nem törvényszerű feltétele a vízjárta területté minősítésnek, elégséges feltétel a vízzel telített talaj is. A (rendszeresen belvíz) vízjárta területek másik, országos területrendezési jogszabályhoz kapcsolódó definíciója szerint **azok a mélyebb területrészek tartoznak ide, ahol a helyi csapadék egy része átmeneti vízfelesleg formájában, nagyobb mennyiségben és gyakorisággal összegyűlik** (2003. évi XXVI. törvény).

A rendszeresen belvízjárta területek megjelennek a kutatási területre vonatkozó terület- és településrendezési tervekben is, azonban léptékük és eltérő lehatárolási módszerük miatt nem mutatnak egyezést sem a hidromorf talajú területek, sem a természetes vízborítások térképével. Valamennyi közül, az elöntés veszélyének pontos térbeli jelzése szempontjából, eltekintve a gyakoriság és rendszeresség kérdésétől, véleményem szerint az általam szerkesztett természetes vízborítások összesített térképe a legmegfelelőbb (7. ábra). Ezt támasztja alá, hogy az egykori Matkói-tó, a volt Nádas-tó (szintén Matkó), a Kecskemét-belsőnyíri Oláh-rét, a Papp-szék (Ágasegyháza és Fülöpháza határán) és az Ágasegyházi-rét északi folytatásában húzódó nádas láp sem szerepel „rendszeresen belvízjárta területként”, vagy „belvízzel veszélyeztetett területként” a tervekben. Ezzel szemben viszont az általam összeállított térinformatikai adatbázisban megjelennek. A felsorolt víztestek medrei jól körülhatárolhatóak, ahol az elmúlt 10 évben (2010–2011, 2013, 2015) és azt megelőzően (pl. 2000-ben, 2006-ban) többször is volt ugyanúgy tartós vízborítás, mint a táj egyéb mélyfekvésű laposában. Olyan eset is van, amikor egy adott település közigazgatási területén a magasabb szintű terv nem tünteti fel a vízjárta területeket, míg azok a település szabályozási tervében meglehetősen precízen kerültek ábrázolásra (KASIB Mérnöki Manager Iroda Kft. 2011). Tájvédelmi szempontból dicsérendő, hogy az utóbb említett szakmai anyagban **megkülönböztetésre kerültek a „belvízveszélyes területek” és a „természetközeli, vízjárta területek”**.

Térinformatikai vizsgálatomban, (a részletes adatok hiánya miatt) nem tettem különbséget a vízborítás tartóssága (időszakos, állandó), a vízforgalmi sajátosságok (ingadozó, átmeneti, stabil) szerint. Hasonlóképpen nem tettem különbséget a növényzeti borítottság mértéke (tó, fertő, mocsár, láp), az élőhely típusa (szikések, édesvízi mocsarak, nedves gyepek stb.), vagy egyéb más szempont pl. a hagyományos vízügyi osztályozás (tó, illetve vizenyős terület, mocsár) szerint sem. Tekintettel arra, hogy az ilyen szempontú vizsgálatok más megközelítést és sajátos módszertan alkalmazását igényelik, valamint további adatforrások bevonását, újabb adatbázisok építését is szükségessé teszik, külön kutatások keretében javaslom ezek elvégzését.

Az értekezésben rokon értelműként használok a földtudományi megközelítésű vízjárta terület, az ökológiai aspektusú vizes élőhely, illetve a vizenyős, vízállásos terület kifejezéseket. Hasonlóan ezekhez egy felszínrész „vizességét” fejezi ki a vízborítás és az elöntés kifejezés is. Az adatbázisban egységesen a **természetes vízborítás** elnevezést használtam a mesterséges víztestek, állóvizektől való elkülönítés igénye miatt. A felépített adatbázis azokat az egybefüggő vízborítású területfoltokat tartalmazza, mely a forrástérképeken feltüntetett határvonal mentén földrajzilag pontosan elhatárolhatóak. Nem képezték így az elemzés tárgyát a kisebb foltokban jelentkező, és térben pontosan nem elkülöníthető vizenyős gyeprészek, és a belvizek azon területfoltjai, melyek **a rendszeresen vízjárta térszíneken kívül** fordulnak elő.

A nyilvánvaló átfedések ellenére szükségesnek tartom a belvizes és a vízjárta terület megkülönböztetését. A belvízzel kapcsolatban szinte mindig káros voltukat hangsúlyozzák. A belvizes területek is elöntéssel és vízzel telített talajjal jellemezhetőek, miként a többnyire

hozzájuk sorolt természetes-természetközeli növényzetű vizes élőhelyek is, annak ellenére, hogy utóbbiak esetében *a felszíni víz jelenléte nem káros, hanem épp ellenkezőleg, ökológiai szempontból elengedhetetlen*. Ugyanakkor a belvíz gyakran hangoztatott káros volta ellenére, vízgazdálkodási szempontból is hasznos természetes vízkészletet jelent inkább napjainkban (Rakonczai et al. 2011).

A vízjárta területek, vizes élőhelyek a belvízzel érintett területekkel összehasonlítva, szűkebb földrajzi kiterjedésűek, ugyanis kialakulásuk szigorúbb természeti feltételekhez kötött. *Rajtuk a vízborítás és a talaj víztelítettsége sohasem egyedi, vagy ritka jelenség, hanem többé-kevésbé rendszeresen visszatérő, tartós idejű, általános sajátosság, mely történetileg is igazolható legtöbbször* (pl. az általam is használt történeti térképek segítségével). A belvizek viszont nemcsak hidromorf talajon, vagy jól körülhatárolható mélyedésben jelenhetnek meg, hanem különleges időjárási feltételek esetén szokatlan helyeken (pl. intenzív eső után homokon vagy fagyott talajon) is (Rakonczai et al. 2011). Ezekben az esetben csak rövidebb időre állnak fent a vízjárta területek tartósabb vízborításához képest. A vízjárta területek, vizes élőhelyek visszatérő, rendszeresen előtérését hidromorf talajuk és, a Duna–Tisza közti hátságon már egyre ritkábban, de higrofil növényzetük is bizonyítja.

5.4.1. A természetes vízborítások területi változása

A természetes vízborítások eredménytérképe az öt térképezett időszakban (19. század vége, 1930-as évek, 1957–59, 1992–1996, 2008–2009) dokumentált és a földrajzilag pontosan lehatárolt vízborítások kiterjedését, előfordulását mutatja (7. ábra). A térképforrások eredeti térképészeti interpretációinak szubjektivitása, a felszínborítás felvételének változó ideje, és legfőképp a változó klimatikus körülmények miatt az egyes időszakokban különböző kiterjedéssel és előfordulással jelennek meg ezek a vízborítások. Legnagyobb kiterjedést a III. katonai felmérés ábrázol köszönhetően az akkori rendkívül csapadékos időjárásnak. Készítésének idején *a kutatási terület 3,8–3,9%-át borította térképről interpretált határvonallal körülhatárolható vízborítás*. A vektoros állomány alapján, generalizálás után, a kutatási területen összesen 163 db egybefüggő víztest volt található. Legkisebb összkiterjedéssel az 1941-ben kiadott, de valószínűleg az 1930-es évek közepének viszonyait ábrázoló térképen jelentek meg a vízborítások: *területi részesedésük 1,7%*, számuk 95 volt ebben az időben. A három másik időszakban a természetes vízborítások kiterjedése 2–3%, számuk 105, 107 és 71 db volt a vektoros adatbázisok szerint. A jelentős számbeli változások mellett, a vízborítások kiterjedésének nagymértékű ingadozását állapíthatjuk meg hosszú időtávot szemlélve. *Adataim alapján, csapadékos időszakban a természetes vízborítások összkiterjedése legalább több mint a kétszerese, mint a száraz évjáratokban*.

A KÜVET, BEVET állományok (2008. év) alapján meghatározható természetes vízállások, vízborítások száma kisebb (71 db), mint a fenti esetekben, ami részben az ingatlan-nyilvántartás „konzervatív jellegével” magyarázható, részben a szárazodás miatti bizonytalan besorolással. Véleményem szerint a szárazodás kezdete óta a vízállások, tavak, mocsarak gyeppe való átminősítése gyakoribbá vált az időnként visszatérő (pl. 2006, 2010) vízborítások ellenére, viszont ezeket a kategóriákat nem vezették újra vissza az ingatlan-nyilvántartásban (vízállássá, tóvá, mocsárrá). A csak ritkábban vízjárta területek tehát egyre inkább gyepeként jelennek meg benne, akkor is, ha időlegesen „tóvá”, „mocsárrá” alakulnak.

A vízjárta területeket az egyes időszakokban mutatkozó természetes vízborítások területeinek összesítésével határoztam meg (természetes vízborítások eredménytérképe). Ahol tehát bármely időszakban természetes vízborítás volt, azt a helyet (térinformatikai cellát) vízjárta területnek minősítettem. Az így kapott vízjárta területek *a kutatási terület 5,6%-át teszik ki*. Köszönhetően annak, hogy a vizsgált időszakok közül a III. katonai felmérés idején

voltak a legkiterjedtebbek a felszíni vizek, a természetes vízborítások összterületéből legnagyobb hányaddal, kb. 73%-kal (72,9%) ezek részesednek. A fennmaradó 27%-ot adják csak a másik négy idősi vízállásai. Az interpretációs különbségek miatt a legcsapadékosabb időszak térképe sem tünteti fel az összes azonosítható vízjárta területet, mivel ezen sem minden vízborítás került pontos elhatárolásra.

5.4.2. A vízjárta területek tájhasználati anomáliái a 19. század végén (1881–83)

A tájhasználati anomáliák előfordulását, történetiségét és jellemzőit térinformatikai eszközökkel, térképekre alapozva tártam fel. **Az eredmények alapján a vízjárta területek öt átalakítási módját különböztettem meg: beszántás, beerdősítés, kertkultúrás növényállomány telepítése, beépítés és vízáterhelés kialakítása.** A 4.6. fejezetben leírtak szerint vizuálisan határoztam meg tájhasználati anomáliát jelző cellákat. A térképes forrásokon kívül egyéb, például írásos feljegyzések is utalhatnak a tájhasználati anomáliák korabeli fennállására, melyek célszerűen párhuzamba állíthatók.

Írásos forrásokra (Kitaibel Pál botanikus útinaplója) is támaszkodva állapítja meg Molnár a Duna–Tisza köze és a Tiszántúl vegetációtörténetének elemzése során, hogy már a 18–19. század fordulóján is beszántottak „néhány helyen” mocsarat és szikeset (Molnár 2007). A felhasznált forrásban Kitaibel a Duna–Tisza közti útvonaláról nem említ ugyan belvizes szántót, viszont szikes parlagot, szántót több helyről is. Ennek egyik oka, hogy Kitaibel aszályos években vizsgálta a tájat (Molnár 2007), amit Pálfi adatai is alátámasztanak (Pálfi 2004).

Eredményeim szerint, térinformatikai eszközökkel is bizonyítható, hogy **a 19. század végén is volt már olyan vízjárta terület a térségben, amelyet nem gyep, vagy természetes vízborítás fedett, hanem az elöntés veszélyének (meglévő vízenyősség?) ellenére szántóként hasznosítottak.** Nagyon valószínű, hogy az eredmény nem eredeti térképészeti hibából ered, hiszen az adott helyek közelében, azonos térszínen, kisebb kiterjedésű vizes területfoltokat ábrázol a forrástérkép, és a későbbi térképek is a vízhatás meglétét igazolják. Feltehetően olyan sekély és periodikus vízü helyekről van szó, melyeket csak rövid ideig, a legmagasabb talajvízállás idején borított víz, ezért azt időnként művelhették. Ezt támasztja alá, hogy az adott helyen a felszíni vizek nem minden vizsgált térképen jelennek meg, és a 2000. évi ortofotó is inkább átmedvesedett talajfelszínt ábrázol a csak kis foltokban azonosítható vízborítás mellett.

Feltűnő, hogy a beszántások jellemzően a Kerekegyháztól délkeletre, illetve a Kecskeméttől délre található löszös síkokon fordultak elő. Ennek magyarázata, hogy a **kiemelkedően jó termőképességű tájrészekben az általánosan kedvező talajadottságok** (magas természeti agroökológiai potenciál) **nagyobb ösztönző erővel jelentettek szántóterület bővítésére, mint a kedvezőtlenebb adottságú területeken.** A tapasztalatom szerint a különösen termékeny talajú szántók napjainkban is gyakran áterjednek a lokálisan megjelenő, alacsony termőképességű vízjárta területekre. Számításom alapján, **a 19. század végén a vízjárta területek kb. 2%-a (1,9%) volt szántóként megművelve** a kutatási területen. Egy-két bizonytalan esetet és a korábban kialakított úttöltéseket leszámítva más átalakítási mód nem volt jellemző a vízjárta területeken a 19. század végén.

5.4.3. A vízjárta területek tájhasználati anomáliái az 1930-as évek közepe táján

Meglepő eredményt hozott a 20. század első felét, az 1930-as évek közepét jellemző adatbázis elemzése. A térképi forrás (Egységes korszerű csapattérképek M = 1:50.000) szerint ugyanis **jelentősen megnőtt a beszántott vízjárta területek összterjedése** a kutatási területen. Az

összes vízborítás 7–7,5%-a volt az adatbázis szerint beszántva ebben az időben, szórt előfordulásban. Többek között a jelentős méretű kecskeméti Szék-tó nagyobbik részén, melyről a későbbi Felsőszéktó városrész is a nevét kapta, és a Szappanos-tó területén sem találjuk a vízborítás, vagy a gyepvegetáció jelölését az eredeti térképen. Ehelyett szántóként kerültek egyes részek ábrázolásra (39–40. ábra). Ezt láthatjuk az összezsugorodott vízfelületű Fehér-tó, Kocsis-tó és Nádas-tó esetében is. A Szappanos-tó déli felén is csak a „sás és nád”, valamint a „vizenyősség” (határvonal nélküli, szaggatott, vízszintes vonalkázás) szerepel a térképen. Minden valószínűség szerint **aktuálisan belvizes szántókat ábrázol a forrástérkép** ott, ahol a vizenyősség jele mellől a gyepvegetáció jele, és a művelési ág határát jelző szaggatott pontsor hiányzik. A belvizes szántók előfordulását támasztja alá az is, hogy a szántók vizenyősségének ábrázolására a vízborítástól (zárt vonallal körbehatárolt, folytonos, vízszintes vonalak) eltérő jelet használtak.

A forráskritika szükségességére hívja fel a figyelmet, hogy a 2. világháború idején kiadott „csapattérképek” részben korábbi (1940 előtti), 1:25.000-es, illetve 1:75.000-es méretarányú térképek felhasználásával készültek, és csak kisebb hányaduk származik új felméréssel előállított (1:25.000-es méretarányú) térkép levezetéséből (Nagy 1985, Jankó 2007). A kutatási területet sem új felmérés alapján térképezték. Felszínborítási adatainak egyik fele felújított vagy csak reambulált, másik fele revidált vagy részben helyesbített szelvényről származik (Jankó 2007). Emiatt számolni kell azzal, hogy az adott térkép nem mindenhol mutatja a kiadás, illetve a felújítás/reambulálás éve szerinti felszínborítást. A közvetett információk alapján is arra következtethetünk, hogy a kiadás évét (1941) megelőző idejű felszínborítást ábrázol a térképszelvények nagyobbik része. **A vonatkozó csapattérképek kiadása a múlt század egyik legcsapadékosabb és legbelvizesebb időszakában (1940–1942) történt (Pálfai 2004), viszont az ábrázolt vízállások kisebb kiterjedése és a vizenyősség ritkább jelzése alapján inkább extrém száraz időszakot mutatnak be.** Az ismert építési idejű épületek, építmények és a meteorológiai adatok alapján 1928 és 1939 közé tehető biztosan a topográfiai adatok származása. A legvalószínűbb, hogy a forrásként felhasznált négy térképlap döntő részén **az ábrázolt időpont az 1930-as évek közepe (1934–1936)**, ugyanis a korabeli meteorológiai adatok is ezt valószínűsítik. Ezeket az adatokat Pálfai és Szilágyi is elemezte (Pálfai 2004, Szilágyi 2011), eredményeikre alább térek ki.

A beszántások egyik lehetséges oka, hogy **a világgazdaság és helyi gazdaság válsága (Szilágyi 2011) kényszerűen szélsőséges tájhasználatához, az alapvetően kedvezőtlen adottságú termőhelyek igénybevételéhez vezethetett. A másik lehetőség, hogy a rendkívül száraz, aszályos időszak miatt száradtak úgy ki a talajok, hogy művelésük időlegesen nem ütközött természeti korlátba.** Pálfai adatai alapján az 1934–35. évek nagyon szárazak voltak, és a megelőző időszak is jellemzően száraz volt az Alföldön (Pálfai 2004). Szilágyi adatai szerint 1928 és 1935 között négy olyan év is volt Kecskemét térségében, amikor vagy rendkívül kevés csapadék (évi összeg 400 mm alatt) esett, vagy nagyon magas volt az évi középhőmérséklet (11 °C felett), ami a tartósan száraz, aszályos időjárásan keresztül a gazdasági válság hatásait csak tetézte (Szilágyi 2011). Véleményem szerint a gazdasági és a klímamódosulási tényezők egymás hatását felerősítve eredményezték a vízjárta területek beszántását. **A tájhasználati anomáliák rendkívüli megjelenésében tehát komplex tényező, a szocioökonómiai és természeti okok együttese játszott szerepet. A klímamódosulás ráadásul a helyi gazdaság gyengülésén keresztül közvetve is befolyásolhatta a tájalakítási folyamatokat.**

A vízjárta területek gyakori beszántása mellett erdősítésük azonban csak elvétve fordult elő. A helvéciai Fehér-tó medrének részbeni fásítása a Trianon után fokozódó erdősítésekkel hozható összefüggésbe. A ma megtalálható telepített és spontán felnőtt faállományok (szürke nyár, keskenylevelű ezüstfa) az időszakos vízhatást is magában foglaló termőhelyi

adottságoknak többé-kevésbé ugyan megfelelnek, de az érintett természetes-természetközeli vegetáció itt is elpusztult.

A 20. század első felében a vízjárta térszínek szántóként, erdősítésként való hasznosítása mellett beépítésük is gyakran előfordult. A vizsgált, 19. század végétől napjainkig terjedő időszakon belül, ekkor tapasztalható először a vízjárta területek települési-kommunális célú beépítése és a rajtuk keresztül vezető műutak kialakítása. A korábban is meglévő, természetes anyagú úttöltések Kecskeméten kívül jellemzően csak a 20. század legelejétől kaptak mesterséges anyagú (kő-, beton-, majd később aszfalt-) burkolatot (Juhász 1998). A minőségi javulással lehetővé vált forgalomnövekedés és az útszélesítések is a vizes élőhelyek fokozódó ökológiai terhelését jelentették.

A vízjárta területek befedésére („soil sealing”), kommunális célú igénybevételére szolgál példaként a mai Temes-tér környéki lakóházak felépítése, és a Szentháromság-temető bővítése Kecskeméten. Az új lakóépületek és temetőrész egy városszéli tó területét fedték be a város kényszerű terjeszkedése miatt. 1925-ben az egykor halászatra is alkalmas Szék-tó területén alakították ki a városi fürdőt (B. Kiss 2013), ami szintén a felszín átalakításával, részbeni beépítésével járt együtt.

Még korábbra nyúlik vissza a helytörténeti forrásokból ismert, és az I. katonai felmérés térképén (HIM 1783) is szereplő Dellő-tó átalakításának kezdete. A kis tavat Kecskemét történelmi városmagjának lakóházai vettek körbe mindaddig, amíg a városvezetők 1834-es döntése nyomán fel nem töltötték (Juhász 1998). A tó helyén 1935-ben kialakított teret többször elöntötte a víz, ami az ültetett fák pusztulását is előidézte (Szilágyi 1999). Napjaink extrém csapadékos időszakában is, amikor a talajvíz magasan húzódik, a teret újra víz borítja.

5.4.4. Az 1950-es évek második felének tájhasználati anomáliái a vízjárta területeken

Az 1940-es és az 1950-es évek szintén jelentős változást hoztak a vízjárta területek hasznosításában. Az 1950-es évek végére a beszántott vizenyős területek aránya 2–3% volt (szemben az előző időszak 7–7,5%-ával), ami azt mutatja, hogy a korábban művelésbe vont vízjárta területek egy részén újra felszíni víz vagy gyeper (gyepesedett parlag) jelent meg. Ebből **a vízjárta területek szántóművelésének helyenkénti felhagyása** is következik. A vonatkozó térképek felmérési munkái 1956–1958 között zajlottak, amikor mérsékelten száraz-száraz időjárás volt jellemző (Pálfi 2004). Ezért valószínűleg **a korábbi extrém csapadékos évek (pl. az 1940–1942-es időszak) elöntései tehetők felelőssé az amúgy is rossz adottságú termőhelyek művelésének felhagyásáért**. A vízjárta területeken fennmaradó szántók az 1950-es évek második felében a vizsgált terület különböző adottságú részein, szórtan fordultak elő. Nagyobb egybefüggő, felszántott vízjárta területeket Kecskeméttől délre, löszös térségben találunk.

A vízjárta helyek erdősítettségében, beépítettségében ebben az időszakban nem történt változás a korábbiakhoz képest, viszont új keletű jelenség volt a kertészeti kultúrák megjelenése a vízjárta térszíneken. Ez azonban nem volt általánosan elterjedt tájhasználati anomália, a megjelenő szőlők, gyümölcsösök vagy kertek a vízjárta területek fél százalékát sem tették ki, annak ellenére, hogy a kertkultúra térhódítása ebben az időben igen jelentős volt.

5.4.5. A rendszerváltást követő évek vízjárta területeket érintő tájhasználati anomáliái

A rendszerváltás utáni évekre nem változott jelentősen a beszántott vízjárta térszínek aránya (2,5–2,7%) a teljes vízborítás százalékában, csak abszolút értelemben nőtt kissé (kb. 88 hektárról 98 hektárra). A Duna–Tisza közére kiterjedő kutatás szerint ahol a talajvízszint-

csökkenése nagyobb volt, a mélyedésekben helyet foglaló nedves gyepek alkalmasabbak voltak a beszántásra és erdősítésre (Biró et al. 2013).

A beszántott vízjárta területek alig változó arányával szemben, azok földrajzi elterjedése már jelentősen különbözött az 1950-es évek második feléhez képest. Amíg korábban Kecskeméttől délre, lösz dominálta térségben voltak nagyobb beszántott területfoltok, addig ***a rendszerváltás utáni években ezeket Kecskeméttől északnyugatra és Fülöpháza környékén, döntően homokos alapkőzeten találjuk meg.*** Az előbbi térségben nagyüzemi keretek között, kollektív termelés folyt, a homokos területeket pedig már a privatizáció után, kisebb egységekben művelték. A fentiekből az is következik, hogy ***újra felhagytak több helyen a belvizes szántók művelésével, de ugyanakkor új vízjárta helyeket is feltörték*** (pl. Papp-szék Fülöpháza és Ágasegyháza között). Később, a felszíni víz újbóli megjelenése (pl. 1999–2000-ben) után sokszor ismét felhagyták a művelést. Így vált gyeppé a Papp-szék egy része is, miközben más részei még napjainkban is szántóhasznosítás alatt áll a környezeti kockázatok ellenére.

A 20. század második felében is még csak kevés helyen erdősítették a vízállásos területeket. Hazai nyárakkal erdősített mocsarat találunk például ma is Ágasegyházától délre és keskenylevelű ezüsthévízzel beültetett szikes tómedret Hetényegyházától északra. A természetes-természetközeli élőhelyek átalakítása miatt ezeken a helyeken is degradáció következett be, csökkent a területek ökológiai értéke. Kecskeméten a már korábban is bolygatott Szék-tót víztározóvá és rekreációs tóvá alakították 1976 és 1986 között (Juhász 1998). A vízilétesítmények kialakítása érdekében kikotort földdel töltötték fel a tó laposának egy részét, melyet aztán különféle fafajokkal erdősítettek be. Az 1980-as években és az 1990-es évek első felében az erdősítések vízjárta térszínen való megjelenésének kiváltó oka a talajvízszint tartós süllyedése is lehetett (Biró et al. 2013). A mind gyakoribbá váló erdősítések azonban inkább elkerülték a vízjárta területeket, és az arra alkalmasabb homokos termőhelyeken valósultak meg, ahogyan a vízállásos helyeken megvalósuló szőlő- és/vagy gyümölcsültetvények sem váltak jellemzővé.

Más mondható el ugyanakkor a beépítésekről. Kecskemét 20. század közepétől fokozódó urbanizációjával összefüggésben a kompakt várostest növekedése újabb vízjárta területek beépítésével járt a peremterületeken. A Büdös-tó (vagy más néven Alsó–Szék-tó) területén, ahol korábban csak a vasút vágott át, ipari-kereskedelmi-szolgáltató egységek létesültek. Ez történt az M5 autópálya izsáki úti csomópontja közelében fekvő vizenyős területen is. A Szék-tó területének egy részét is, a tómeder feltöltését követően különböző épületek, építmények és létesítmények foglalták el (a városi vízművek épületei, a vízbázis-védelmi terület úthálózata, a városi strand, a kemping és a megyei kórház egy része).

A belterületek terjeszkedése más települések esetében is a vízjárta területek részbeni, vagy teljes beépítését eredményezte. Ágasegyháza legkeletibb utcájának 1970-es évek végén és az 1980-as években épült házai már a szárazodás időszakában épültek. Később, magas talajvízállású időszakban (pl. 2000-ben, 2010-ben) bizonyosodott be, hogy az Ágasegyházi-rét víztöbblete a kertekben, a pincékben és a házak lábánál is megjelenik (Kákonvi 2015). A vízjárta térszínnek által közrefogott Fülöpházán is találunk olyan rendszerváltás előtt épült épületet, melyet belvizes időszakban a felszíni víz veszélyeztetet. A vízjárta területek beépítését ösztönözhetette, hogy 1949-től 1986-ig külterületi építési tilalom volt érvényben, ugyanakkor az új tanyaközségek számára kijelölt központok körüli építkezést kedvező hitelekkel is támogatták. A tanyaközségek belterületén az új telkeket sokszor vízjárta területeken jelölték ki. Fülöpháza esetében nyilvánvaló, hogy a központ helyének kiválasztása a vízjárta területek nagy arányú előfordulása miatt nem volt szerencsés.

A 20. század végén vált jellemzővé, hogy a természetes-természetközeli vizes élőhelyeket különféle célú vízilétesítményekké, mesterséges tóvá alakították át. A topográfiai térkép alapján (FÖMI 1992–1996) a kutatási területen legalább tíz helyen hoztak létre vízjárta

területen horgásztavat, halastavat (pl. a Börönde-réten, Kecskemét Belsőnyír nevű külterületi részén), belvíztározót, öntözési és egyéb célú víztározót, rekreációs tavat vagy vaditatót. A Csalánosi-tavat is egy korábbi természetes tó helyén alakították ki 1978-ban (Juhász 1998). A kecskeméti Széktó Szabadidőközpont és a Vízmű Védterület (felszín alatti vízbázis védelmi terület) területén, 1976 után végzett komplex munkálatok az egykori szikes tó, a Szék-tó teljes eltűnéséhez vezettek, miután a tó maradék bolygatatlan részét is érintették. A munkálatok részeként rekreációs és csapadékvíz-tározási célt szolgáló tavak kialakítására, területfeltöltésre („Vízmű-rét”) került sor, melyekről már fentebb is szó esett.

5.4.6. A közelmúlt tájhasználati anomáliái a vízjárta területeken

A közelmúlt során (1990-es évek vége, 2000-es évek) tovább folytatódtak a vízjárta területeket elszórtan jellemző irracionális tájhasználatok (41. ábra). A beszántott vízjárta területek aránya csak kis mértékben nőtt, 2,5–3,5%-os érték körül alakult 2008-ban. A rendszerváltást követő évek beszántási hulláma (Biró et al. 2013) a szárazabb időszakban az egyébként vízjárta gyepeket is fokozottan érintette. A vegetációt elpusztító beszántások a közelmúlt során sem szűntek meg az időként megjelenő vízborítások ellenére (6–7. kép).

A vízjárta területek erdősítése – a korábbi időszakhoz hasonlóan – ebben az időszakban sem vált általánossá, de több esetben is előfordult a kutatási területen. Példaként az Oláh-réten és a tőle délkeletre található egykori szikes tó helyén kialakított horgásztavak körüli fásítások valósultak meg. Az itt ültetett fafajoknak többsége (nyárfajok, keskenylevelű ezüstfa) az időszakos vízhatást elviseli ugyan, de a szikes talajadottság miatt ugyanakkor a nyárfa-fajok termőhely-idegennek is számítanak.

Az erdőtelepítések mellett olyan szőlőst vagy gyümölcsöst is találunk, melyet újonnan létesítettek vízállásos helyen, de előfordult az is, hogy a terület vizenyőssége miatt felhagytak ezek művelésével.

Továbbra is jellemző folyamat maradt a közelmúltban a vízjárta helyek ésszerűtlen beépítése, a feltöltéssel megvalósuló mesterséges felszínek létrehozása. Hetényegyházán a lakóterület bővülése, Kecskeméten egy, azóta már felszámolt hulladéklerakó okozta a vizes élőhelyek átalakulását. A város peremzónájában, több egykori mocsár, illetve tó területén építettek külterületi lakóingatlant a feltöltéseket követően (8–9. kép). A Büdös-tó felszínét pedig újabb építésű ipari-kereskedelmi-szolgáltató egységek foglalták el.

A közelmúltban pl. Kerekegyháztól északra, Matkópusztán történt vizes élőhelyek mesterséges tavakká, vízilétesítményekké alakítása. A kisebb méretű, ezért az adatbázisban nem megjelenő, de a légifotókról azonosítható rekreációs tavak (horgásztó, dísztó) növekedése is megfigyelhető. Tapasztalataim szerint ez a környezet állapota szempontjából kedvezőtlen folyamat napjainkban is tart, ami további természetes-természetközeli élőhelyek elvesztését és a talajvízkészletek fokozódó megcsapolását jelenti. A városi lakosság pihenőhely igényeit kiszolgáló rekreációs tavak város-vidék peremzónában való megjelenése a városi tér kiterjedésével („urban sprawl”) hozható összefüggésbe. Ezt a terjeszkedési folyamatot Kecskeméttel kapcsolatban többen is feltárták (Csatári 2009, VÁTI 2009, Csatári–Farkas 2012, Kovács et al. 2017).

A közelmúltbeli tájátalakítások alapján megállapítható, hogy ***napjainkban is főként a beszántások veszélyeztetik a természetes, illetve természetközeli növényzetű vizes élőhelyeket, de a beépítésekkel és a vízilétesítmények kialakításával is hangsúlyosan számolni kell, elsősorban Kecskemét peremövezetében.*** Az erdősítések általi veszélyeztetés sem zárható ugyanakkor ki, ami azonban alárendeltebb jelentőségű a többi átalakítási mód mellett. Szintén csak ritka veszélyeztető tényezője a vízjárta területeknek a szőlő- és gyümölcsültetvények létrehozása.

5.4.7. A vízjárta területek tájhasználati anomáliáinak összegző értékelése

Összegzésként megállapítottam, hogy a természetes vízborításokkal, vízjárta gyepterületekkel szembeni új tájhasznosítási formák közül, az átalakított területnagyság alapján, mind az öt vizsgált időszakban a **szántóföldi művelésbevonás volt a legjellemzőbb, az összes átalakítás 77–78 százalékával** (12. táblázat). Jóval kisebb kiterjedésű területen zajlott a mesterséges víztestként történő, víztározási, öntözési, halászati, horgászati, stb. célú területfelhasználás (10–11%) és a beépítés (8–9%). A fásítás, erdősítés (3%), illetve a szőlőültetvényként, gyümölcsösként, kertként való hasznosítás (0,5–1%) nem jellemző a kutatási terület vízjárta térszínein, elvétve azonban előfordul. A szántóművelés kiugró részaránya az eleve nagy területi részesedésével, a gazdálkodáshoz szükséges nagy területigénnyel, a beszántás kis munkaráfordításával és a vagyoni értékhez kötődő kisebb kockázattal magyarázható. Épületek, vízellátási létesítmények és ültetvények esetében általában kisebb előfordulási valószínűséggel és hasznosítási területigénnyel, de egységnyi területhez viszonyítva nagyobb munkaráfordítással (extra földmunka: feltöltés, földkitermelés) vagy nagyobb vagyoni értékhez kötődő kockázattal kell általában számolni. Az 42. ábra azt szemlélteti, hogy a vízjárta területeket a különböző tájátalakítási formák milyen arányban érintették az egyes időszakokban. Az 43. ábra a tájhasználati anomáliák összesített eredménytérképét mutatja a vizsgálat alá vont cellákkal, 100 méteres cellafelbontás mellett.

12. táblázat. Az átalakított vízjárta területek becsült kiterjedése, aránya és az átalakítási módok százalékos részesedése az egyes időszakokban

	átalakított vízjárta terület (ha)	átalakított vízjárta terület aránya	beszántás	beerdősítés	gyümölcs-ültetvény telepítése	beépítés	vízellátási-műny kialakítása
19. század vége	67	1,9%	98,9%	1,1%	–	–*	–**
20. század első fele	261	7,4%	98,0%	0,1%	–	1,9%	–
1950-es évek második fele	96	2,7%	91,6%	–	0,4%	8,0%	–
A rendszerváltást követő évek	178	5,0%	55,3%	5,2%	0,7%	14,0%	24,8%
A közelmúlt (2009)	194	5,5%	55,4%	7,2%	1,2%	15,9%	20,3%
A teljes vizsgált időszak átlaga	159	4,5%	77,4%	3,0%	0,6%	8,5%	10,5%

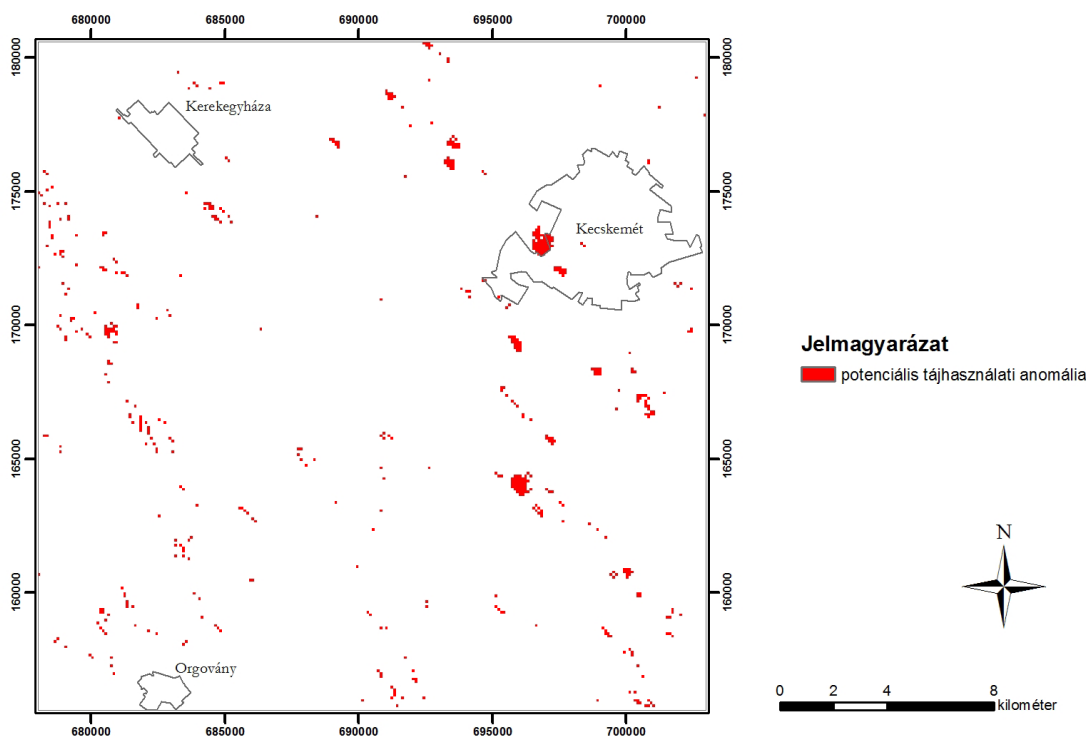
* Az alkalmazott méretarány miatt a vonalasan megjelenésű, keskeny utakat a digitális állományok nem tartalmazzák, de a forrástérképek alapján ezeket is elemeztük. Az elemzés alapján a velük kapcsolatos tájhasználati anomáliák 19. század végi fennállása állapítható meg.

** A kis kiterjedésű, nem a térképezett méretarányba eső kubikgödrök, földmedrű víznyerő létesítmények stb. előfordulását valószínűsítjük a 19. század végi időszaktól folyamatosan. A nagyobb vízellátási-műnyek kialakítását az 1950-es évek végétől számíthatjuk.

Az időbeli trendet vizsgálva megállapítottam, hogy a vízjárta területeket ért, ökológiai szempontból negatív tájátalakítások (a 20. század első felében tapasztalható kiugrástól eltekintve) a 19. század végétől, a táj antropogenizálódásával párhuzamosan, egyre gyakoribbá váltak a kutatási területen. Az átalakított (beépített, beszántott, erdősített stb.) vízjárta területek kiterjedése kb. 2%-ról 5–6%-ra nőtt a vizsgált időszakban. Ez azt jelenti, hogy **a múltban sem számított rendkívülinek a tájhasználati anomáliák fellelése a vízjárta**

területeken, azonban az idő előrehaladtával ez a tendencia erősödött, így napjainkban is egyre több helyen találkozhatunk előfordulásukkal. Ezt a folyamatot a szárazodás és a klímaváltozás nyilvánvalóan segítette.

Felmerül a kérdés, hogy a fennálló vízgazdálkodási létesítmények, a vízelvezető művek és a klímaváltozás miként befolyásolják a vízjárta területeket érintő tájhasználati anomáliák jelentkezését. A térségben az 1960-as évek második felétől létesült vízelvezető csatornahálózat jelentős vízmennyiséget von ugyan el a tájból, **a belvízi helyzetek kialakulását azonban nem képes maradéktalanul megakadályozni** (Iványosi Szabó 2001). Egy közelmúltbeli kutatássorozat szerint a vízelvezető rendszerek kiépítése és folyamatos fejlesztése, valamint a klímaváltozás és szárazodás ellenére, az Alföld sajátos földtani, morfológiai és hidrológiai adottságai miatt **a jövőben is számolni kell nagyméretű elöntések kialakulásával** (Láng et al. 2007). A klímaváltozás kapcsán ismét utalok az aszályosság várható növekedésére és a belvívveszélyesség fennmaradására (lásd 5.3.6. fejezet). Előbbi ugyan gyakoribb kiszáradásokat, a vízborítások idejének és kiterjedésének (további) csökkenését eredményezheti, ami a vízjárta területek növekvő igénybevételének kedvez, de a környezeti kockázatot és a veszélyhelyzetet bizonyosan nem fogja megszüntetni az eddigi tapasztalatok alapján.



43. ábra. A vízjárta területeket érintő tájhasználati anomáliák összesített (minden idősíkot együtt ábrázoló) eredménytérképe a vizsgálat alá vont cellákkal (cellaméret=100 m)

A fentiekből következik, hogy **a különféle tájhasználati anomáliák továbbra is fennállnak majd a vízjárta területeken, és újabb helyeken való megjelenésük is valószínűsíthető**. Különbőség lehet azonban a veszélyeztettség mértékében attól függően, hogy milyen gyakran fordulnak elő elöntéssel járó időjárási helyzetek. Akár gyakrabban, akár csak ritkábban, hangsúlyozni kell a vízjárta területek gazdálkodási hátrányait és az ökológiai hálózatban betöltött szerepét.

Amennyiben a Duna–Tisza köze vízjárta területein környezettudatos, a kockázatokra és a tájvédelmi szempontokra figyelemmel lévő tájhasználatot kívánunk megvalósítani, az

alkalmazkodás és a **rehabilitáció** (pl. a szántók esetében művelés felhagyása után a gyepgazdálkodás visszaállítása) szempontjait kell mindenekelőtt szem előtt tartanunk. Így nemcsak a tájhasználat válhat racionálisabbá, hanem a vizek jobb megtartása révén vízgazdálkodás és a természetvédelem helyzete is jelentősen javulhat.

5.5. A tanyarendszer és a szórványhálózat sűrűsödési változásai

A legnagyobb sűrűségű helyek vizsgálata és a legmarkánsabb változások elemzése alapján, a vizsgált területet **általános szórvány-sűrűsödési folyamat jellemzi már a 18. század végétől**. A 20. század első feléig, időben változó intenzitással, de nagyobb megszakítások nélkül ment végbe Kecskemét körül a besűrűsödés (44–45. ábra). Az igazán jelentős, nagyobb területen is megnyilvánuló sűrűségi változások az 1920–1930-as évek és 2009. közötti időszakban tapasztalhatók (46–47. ábra).

Az 1957–59-et megelőző három évtizedben a ma már részben zárt beépítésű belterületre vagy kertes külterületi lakóövezetbe eső, egykori szőlős kertségek szórványokkal (tanyákkal) való besűrűsödése ment végbe. Petőfiváros, Hunyadiváros, Széchenyiváros, Székelytelep, Alsószéktó, Szent István város, Műkertváros, Hetényegyháza 20. század végi átalakulásuk, beépülésük, **vároستestbe olvadásuk előtt még erőteljes tanyásodást élt meg**. Máriahegy, Felsőszéktó, Szolnokihegy, Körösihegy, Úrihegy (ekkor még kisebb jelentőséggel), Alsószéktói tanyák, Felsőcsalános, Kecskemét-Ballószög (egyes külső, szőlőkertes részei) voltak azok a tanyakörzetek, ahol a sűrűség-változások a legnagyobb értéket érték el. **Ezek a szórvány-besűrűsödések kevésbé az utakhoz, inkább a belső, kertkultúrák területekhez kapcsolhatók, amellett, hogy a városhoz közelebbi fekvés is feltűnő a mai tendenciákkal összehasonlítva**. A Kecskemétet közvetlen övező térségen kívül csak kevés helyen vált számottevővé a sűrűsödés, de itt is jellemzően a kertkultúrák területekhez kötődően nyilvánult meg. A legnagyobb sűrűség-csökkenések helyei a belterületbe vonásokat, beépítéseket jelzik, valójában tehát a csökkenések csak látszólagosak és az átminősítésből származnak.

Az 1989-ig eltelt újabb három évtized alatt az egykori zártkertek mellett néhány, zártkertté nem minősített kertművelésű térség (Katonatelepi tanyák két tömbje, Felsőszéktó és Úrihegy hetényegyházai úthoz közelebb eső fele, Alsócsalános, Alsószéktói tanyák, Szolnokihegy, Felsőcsalános) **gyors betelepülését, szórványokkal való besűrűsödését tapasztaljuk**. Ezt a térfogalmat a politikai rendszer engedményei segítették, hobbikertként, hétvégi rekreációs helyként használták ezeknek a szórványoknak többségét. A Kecskemétet közvetlen övező térségen kívül jelentős besűrűsödés ebben az időszakban nem volt.

Az államszocializmus alatt a korábbi nagy tanyasűrűség több helyen eltűnt a kevésbé sűrűn tanyásodott térségek tanyaelhagyásai/pusztulásai mellett. Ilyen drasztikus változás történt Szajortelepen (Izsáki Állami Gazdaság), Ballószögtől délre (Helvéciai Állami Gazdaság), Kunszállás Székes-dűlő nevű részén és egyes kertségek forgalmi árnyékában (Felsőcsalános, Úrihegy, Szarkás), de ezek a nagymértékű változások (50–207 szórvány/km²-rel való csökkenés, r=200 m, cella=25 m) csak kis területen voltak jellemzőek. A tanya-visszaszorulások másik, sokkal jelentősebb (részben adminisztratív) oka a belterületbe vonás és a beépítés volt (pl. Széchenyiváros, Hunyadiváros lakótelepei, Petőfiváros kertvárosi beépítései).

Különösen Kecskemét közvetlen környékén, Hetényegyháza-Ballószög-Helvécia vonaláig alakultak ki napjainkra nagy sűrűségű góccok az egykori zártkertek, szőlősök, kertségek helyén (Katonatelepi tanyák, Halasi úti kiskertek, Felsőszéktó-Úrihegy, Máriahegy, Budaihegy és Vacsihegy egyes részei, Alsószéktói tanyák). A térinformatikai vizsgálat során, kisebb keresési sugárral (pl. r=200 méter) **a forgalmas dűlőutak, műutak menti besűrűsödések** is kirajzolódtak Kadafalva, Helvécia, Ballószög, Szabó Sándor telep, Felsőcsalános, Szarkás egyes frekvenciáltabb részein. 2009-ben a legnagyobb sűrűségű pontot

Úrihegy és Felsőszéktó határán találjuk 322 szórvány/km²-es értékkel (1000×1000 méteres keresési négyzet, cellaméret = 100 méter).

Az előző idősík (1989) sűrűségi térképével összevetve megállapítható, hogy **2009-re Máriahegy, Úrihegy, Budaihegy és Vacsihegy gócpontjai Kecskeméttől távolabbra, északi, északnyugati irányba kezdtek kiterjedni az ottani nagyobb mértékű besűrűsödés eredményeként.** A Kecskemétről távolabbi helyek sűrűség-növekedése máshol is tapasztalható, így Katonateleptől és Hetényegyházától délre, valamint Kadafalva, Helvécia, Ballószög, Szabó Sándor telep külterületi útjai mentén. A legnagyobb változás Úrihegy hetényegyházai út felé eső részét érintette (48. ábra), ahol egyre többen kezdtek építkezni feltehetően a külterületi életforma és a kedvező forgalmi helyzet adta előnyök miatt. Feltűnő, hogy a kutatási terület egyéb részein (az egyébként sem nagy szórványsűrűség miatt) a változások sem voltak olyan jelentősek, leszámítva egyes eseteket, pl. a Jakabszállás belterületével közvetlen határos, közelműtban is szórványosodó területet.

5.6. A tájhasználati és felszínborítási változások tájvédelmi szempontú értékelése

A felszínborítási változások a tájhasználat módosulásának fizikai megnyilvánulásaként egyes tájhasználati módok háttérbe szorulását, mások előretörését tükrözik vissza. **A felszínborítás az ökológiai struktúrák és folyamatok meghatározása mellett a tájkép összetevőjeként is megjelenik,** így változásának vizsgálata a tájvédelem számára kiemelten fontos.

A felszínborítási változások értékelése szükségszerűen meghatározott értékrend és értékelési kritériumok mentén történik. A felszínborítási változások, tájváltozások értékelése és a tájértékek meghatározása során **ökológiai és tájtörténeti megközelítést alkalmaztam.** Legfontosabb minősítési kritériumként **a természetességet-eredetiséget, a sokszínűséget és az alkalmazkodási elvet** vettem figyelembe. A 5.3.7. fejezetben leírt közelmúltbeli és az azóta megtapasztalt tájváltozásokat is ezekkel a kritériumokkal értékeltem **a tájjelleg, az eszmei értelemben vett tájértékek és a természeti tájpotenciálok védelme szemszögéből.** A tájfejlődés Antrop-féle szakaszolásának megfelelően (Antrop 2005) a vizsgált tájrészletben a poszt-modern tájak korát megelőző (2. világháború előtti) időszakokból származó tájelemeket és ezek kombinációját (tájrészlet) tekintettem a legfontosabb eszmei jelentőségű tájértékeknek. Ezek elsősorban az idősebb gyepek, a vizes élőhelyek, a természetközeli erdők, a kultúrtörténeti értékek, stb.

Fontos hangsúlyozni, hogy a felszínborítási típusok arányának változása csak a minőségi ismérvekkel együtt értékelhető reálisan. Nem biztos például, hogy az erdőterületek mért növekedése természet- vagy tájvédelmi szempontból kedvező változást jelent. Előfordulhat, hogy a magas természeti értékű erdő megjelenése helyett ökológiai szempontból silány faültetvény (pl. cellulóz-nyaras, akácos) kerül telepítésre a felhagyott szántókon, melyek pedig akár jól visszagyepesedő, potenciálisan értékes élőhellyé is válhatnak ehelyett. Egy adott felszínborítási típus (pl. gyepek) arányának bizonyos szint (pl. 15%) alá csökkenése önmagában is kedvezőtlen változást jelenthet a tájjelleg negatív megváltozása vagy a felszínborítás sokszínűségének csökkenése miatt (Csorba et al. 2001). Valamilyen (pl. ökológiai) szempontból kitüntetett jelentőségűnek tekintett felszínborítási típus esetében azonban már kismértékű csökkenés is hátrányos változásnak minősíthető, történjen az akár nagyobb, pl. 25%-os részesedésről. Ugyanígy számít az értékelés során, hogy minek a rovására, illetve milyen célból történik a felszínborítási változás. Ősi gyepek erdősítése hiába jelent nagyobb biomassza-termelést vagy biológiai aktivitást, ökológiai szempontból az még káros, míg az őshonos faállományú erdő tarvágásával létrejött spontán gyepek sem előnyösebbek a korábbi felszínborításhoz képest.

Napjainkban a **gyepek** visszaszorulása figyelhető meg a térségben, ami kedvezőtlen mindhárom tájvédelmi aspektus, azaz a tájjelleg, a tájértékek és a tájpotenciálok védelme

szempontjából. Arányuk a 20. század közepi értéknél ugyan nagyobb (kb. 20%), de **ökológiai jelentőségük** (magas természeti értékű területek, védett fajok élőhelyei, potenciálisan értékes élőhelyek, ökológiai hálózati elemek stb.), **a történeti nyílt, pusztai tájjellegben meghatározó szerepük, a természetességük és sokféleségük által tájképi értékeik, valamint ökoszisztéma-szolgáltatásaik** (tájpontenciáljuk) miatt ez az arány növelhető lenne, de megtartása feltétlenül indokolt. Helyenként, a szántómátrixba zárt gyepek eltűnése a táji sokszínűség csökkenésével, „agrársivatag” kialakulásával is fenyeget. Természetvédelmi értékességük, ökológiai jelentőségük alapján a gyepeknek csak egy hányada szorul élővilág-védelmi oltalomra (ezek a természetközeli területek), de a többi, alacsonyabb természetességű gyepterület fenntartása is fontos a fenti szempontok miatt.

Különösen igaz ez a kutatási terület tájvédelmi szempontok alapján értékesebbnek tekinthető tájrészére, ahol a természetközeli területek nagyobb arányban fordulnak elő. Ilyenek a Kecskeméttől távolabbi (>10 km), történeti kultúrtáj jegyeket magán viselő, hagyományos gazdálkodási formákat némileg még őrző területrészek: pl. a nemzeti park egységei vagy Kunpuszta. Ez a „**Kiskunság történeti kultúrtájának**” nevezhető, jól elkülöníthető tájrész jelentősen átfed a „**Homokhátság Magas Természeti Értékű Területtel**”, mely az állami természetvédelem szakemberei által létrehozott lehatárolás (MTÉT). Az MTÉT-ek kialakításának célja volt, hogy a természetkímélő mezőgazdasági hasznosítás fenntartásán keresztül az élővilág, a tájkép valamint az épített és történeti értékek hosszú távú megőrzéséhez járuljanak hozzá (Web2), ami a komplex tájvédelem céljaival is egyezik.

A gyepek rossz természetvédelmi és tájvédelmi helyzetét mutatja, hogy a kutatási területen belül a természetközeli gyepek és a cserjés-ligetes gyepek aránya ma már csak 12,1%, szemben a természetvédelmileg kevésbé jelentős gyepeket is magában foglaló 20%-os gyeprészesedéssel (49. ábra). Ez az ábra együtt mutatja a 2008-as KÜVET állomány és a 2009-es ortofotó alapján fátlan gyepterület, cserjés-ligetes gyepterület (röviden gyepterület) felszínborítási típusba sorolt területeket és a 2004–2008 között élőhelyhatározás alapján gyepterület élőhelynek (nedves gyepek és szikesek, zárt szárazgyepek, nyílt homoki gyepek és cserjések) minősített területeket. Érthető okokból igen nagy átfedést találunk. Az átfedő területek (az ábrán barnaként megjelenő foltok) mellett sokkal figyelemreméltóbbak a különbségek. Vannak olyan gyepterület élőhelyek, melyek nem kerültek gyepterület felszínborítási típusba besorolásra a kutatásom során, mivel tóként, mocsárként jelölt ingatlanként a felszínborítási állományban természetes vízborítás kategóriát kaptak. A nyílt homoki gyepek és cserjések összevont élőhelycsoportjából a természetközeli zárt cserjések, facsoportok pedig a felszínborítási kategóriák közül a röviden csak erdő-faültetvény néven szereplő felszínborítási típushoz tartoznak. Szórtan és különböző területnagysággal találjuk a térképen azokat a gyepterületeket, többségében **fiatal parlagokat**, melyek alacsony természetessége miatt nem minősülnek természetközeli élőhelynek. **Jellemzően ezek homokfelszínekre esnek, ahol elsősorban az erdősítés fenyegeti őket.**

A gyepekhez hasonlóan fontosak, ha nem még inkább jelentősek a komplex tájvédelem számára a **természetes vízborítások területei**, azaz a vizes élőhelyek, illetve vízjárta területek. Kivétel nélkül ökológiai jelentőséggel bírnak, de a történeti tájjelleg, a tájpontenciálók és az ökoszisztéma-szolgáltatások fenntartása érdekében is védendő a felszínbolygatással is járó hasznosításokkal szemben (pl. szántóművelés, beépítés, lásd 5.4. fejezet). A vizes élőhelyek pusztulása tájéskészítési értékcsökkenést is jelent (Szabó 2005). A kutatási területen mért arányuk (2–2,5%) a felszínborításban évről-évre is dinamikusán változik, mert a száraz időszakban végzett térképfelméréskor száraz részek gyepeként jelennek meg, így ezeket gyepeként kategorizáltam az elemzés során. Feltűnő ugyanakkor a 11. táblázat alapján, hogy a napjaikban tapasztalható borítási értékek jelentősen elmaradnak a szárazodás előtti értékektől, illetve a 19. századi források alapján mért kimagasló (kb. 4%) borítási arányoktól. Az

aráncsökkenés elsősorban klimatikus okokra vezethető vissza, és nem a felszínbolygatással járó közvetlen antropogén átalakítások következménye.

Az összes vizes élőhely közül a csak időszakosan vízzel borított vagy víztelített talajú vizes élőhelyek különösen sérülékenyek azáltal, hogy a szárazodás az antropogén átalakítás, illetve felszínbolygatás számára teszi alkalmasabbá a felszínt. Az esetleges új tájhasználat (pl. szántóművelés) ugyanakkor a szárazodás időlegességétől függően kisebb-nagyobb mértékben belvíz-veszélyeztetett marad, így hosszú távon észszerűtlen is (lásd e tájhasználati anomáliát elemző 5.4. fejezetet). Az adottságokhoz alkalmazkodó, hagyományos felszínborítás megváltozása nemcsak ökológiai szempontból kifogásolható, hanem a történeti tájjelleg megváltozását is eredményezi, mivel **a természetes vízborítások a szárazodás előtti időszakig a tájjelleg meghatározó részei voltak**. Az ökológiai érdekek mellett a felszínborítási sokféleség és természeti tájpotenciál védelme (pl. víztározás, klímaszabályozás) is a felszíni vizek és a vizes élőhelyek megőrzését kívánja meg. A felszíni vizek elvezetésével szemben a vízvisszatartás a vizes élőhelyek állapotjavítását jelentené, de sajnos, jelenleg, a nemzeti parki területeken kívül ez még nem gyakorlat. A kiszáradt vizes élőhelyeken újra vagy az eddigieknél hosszabb ideig megjelenő állóvizek tájképi (tájjelleg) szempontból is előnyösek és a történeti tájjelleg helyreállásaként is értelmezhetők.

A tájban korábban domináns **szántóterületek** csökkenése jól megfigyelhető a 20. század első felétől (11. táblázat), ami elsősorban a tájjelleg (és a tájkép) megváltozásában jelenthet tájvédelmi problémát egyes részterületeken, amennyiben az az erdősítések, beépítések révén a nyílt, tagolatlan tájkép vagy a tájhasználati sokszínűség csökkenésével jár. A nyílt, tagolatlan tájkép (felszín) visszaszorulása helyenként, így különösen a kiemelten védett természeti területeken és azok környezetében nemcsak az emberi percepció, hanem az élővilág (pl. tűzok, hamvas rétihéja) speciális élőhelyi igényei miatt is kedvezőtlen. A **nyílt tájjelleg folyamatos eltűnését** mutatja, hogy a 11. táblázat adatai alapján a gyepek és a szántók összesített aránya kezdetben lassan, később gyorsabban 85–95%-ról kb. 55%-ra csökkent. Ez önmagában is a tájkép drasztikus átalakulását jelenti, függetlenül az egyéb változásoktól.

Tekintettel arra, hogy elsősorban a rossz termőhelyi adottságú szántók kerületek felhagyásra a közelmúltban, és az új felszínborítási típusok (gyep, erdő) értékesebb élőhelyeket is eredményezhetnek. Általános tájvédelmi problémáról a szántóterület-vesztés kapcsán csak akkor beszélhetnénk, ha a szántók szélsőségesen alacsony területi kiterjedést érnének el (pl. 10–20%), vagy a legmagasabb agroökológiai potenciálú termőhelyek esnének ki a mezőgazdasági termelésből, pl. beépítés miatt. A kutatási területen a legtermékenyebb talajú (41–80 TЭСZ) területeken helyet foglaló szántók részaránya ma 38% körüli, ami viszonylag jó arány a kategória területi részesedéséhez (20,9%) képest. A legjobb minőségű termőföldek védelmének igénye fogalmazódott meg a Mercedes-gyár telepítése kapcsán is (Csatári–Farkas 2012).

A szántók közül, tájtörténeti megközelítésben és az eredetiség szempontja alapján a kisüzemi keretek között művelt, hagyományos, kispáraszti szántók képviselik a legfőbb értéket, melyek a kispáraszti tanyai életforma hanyatlása miatt csak kevés helyen maradhattak fenn. A hosszú idő óta (1883-tól) stabilan szántóként művelt, és a műholdképek alapján kispárcellás területeként interpretált területek (CLC50-adatbázis, FÖMI 2003) meglehetősen szórtan találhatók meg a vizsgált területen, de sűrűsödési helyek felismerhetők. Főként Kecskeméttől északra és délre, Kerekegyháza környékén, Fülöpjakabtól északra és Orgoványtól nyugatra találjuk meg őket. Ezek közül is a Kecskemét és Kerekegyháza környékiek a legtermékenyebb talajú (41–80 TЭСZ) területekre esnek (50. ábra). Tájvédelmi okból megőrzésük feltétlen kívánatos lenne, hasonlóan a kisüzemi keretek között művelt, hagyományos, kispáraszti szőlőkhöz és gyümölcsösökhöz.

Ez utóbbi csoport már csak elvétve fordul elő (lásd 5.3.10. fejezet), a stabilan fennmaradókra a parlagosodás a jellemző. A **kertkultúrák területekhez** tartozó szőlők,

gyümölcsösök, kertek arányának csökkenése szintén a 20. század első felétől tapasztalható. Néhány esetben a gyepek (visszagyepesedett parlagok) létrejötte helyükön kedvező folyamatot jelent tájvédelmi szempontból, de többségében kevésbé jelentős felszínborítási típusok (szántó, telepített erdő) váltották fel azokat. A kisüzemi szőlők a Corine (1998) adatbázis alapján csak néhány elszórt, kicsi foltban maradtak fent Kecskeméttől nyugatra Hetényegyháza és Helvécia vonalában és a távolabbi, periférikus helyzetű homoki területeken. Feltűnő, hogy az adatbázisom alapján kapott stabil kertkultúrák területtel (38. ábra) ezek átfedése minimális. Az újabb nagyüzemi szőlők, gyümölcsösök és a parkosított kertek legfeljebb a tájdiverzitás miatt fontosak, ökológiai, tájtörténeti jelentőségük messze elmarad a gyepek, a vizes élőhelyek, a természetközeli erdők, vagy akár az idősebb természet szerű, heterogénebb fajösszetételű és szerkezetű faültetvények többsége mögött.

Az **erdőterületek** kiterjedése alapján a „poszt-modern új tájak” (Antrop 2005), azaz 2. világháború előtti táj állapota és a mai tájállapot között jelentős különbség mutatkozik a 18. század végétől folyamatosan végbemenő erdősítéseknek-önerdősülésnek köszönhetően. Amíg a 20. század első felében csak 5,7% körül volt az erdők aránya a kutatási területen, addig napjainkra ez az arány közel megnégyesződött: 22,9% (2009). A Kelet-Közép-Európai térség, benne a Duna–Tisza köze 1990–2006 közötti felszínborítás-változásainak kutatása során azt az eredményt kapták a kutatók, hogy az intenzív erdősítés mellett jelentős mértékben erdőirtások („erdőtlenedések”) is végbementek a Duna–Tisza közén ebben az időszakban (Feranec et al. 2016). Ezek szemben, az adatbázisom alapján egyértelmű az erdők, faültetvények fennállása és az erdőterület növekedése a közelmúltban (lásd 5.3.7. fejezet). A szerzők is utalnak rá, hogy a látszólagos eredmények oka lehet a lábon álló erdő és az erdőterület megkülönböztetése, azaz a levágott, felújítás előtt álló erdők más felszínborításként való értelmezése. Az általam is kimutatott erdőterület-növekedés az Európában tapasztalható és Magyarországon belül, a Duna–Tisza közén is jól felismerhető növekedési trendbe (1990–2006) is illeszkedik. Ez azokra a térségekre jellemző, ahol az urbanizációval összefüggésben a termőterületek és a legelők csökkennek (Kuemmerle et al. 2016).

Az erdőterület-növekedés önmagában is **a tájjelleg drasztikus megváltozását jelenti**. Ha hozzátesszük azt is, hogy az erdősítések és az erdősülések általában nem az ökológiai szempontoknak és az alkalmazkodás elvének megfelelően valósulnak meg, akkor mindenképp a folyamat negatív voltát kell hangsúlyozni. Természetvédelmi probléma, hogy többnyire nem őshonos fafajokkal és/vagy regenerálódott félig-természetes élőhelyen és/vagy nem a termőhelyi adottságokhoz igazodóan történnek az erdősítések (lásd 5.3.6. és 5.3.7. fejezetek). **Az erdősítések-erdősülések tájképi hatása a zártság növekedésében, a pusztai tájjelleg csökkenésében nyilvánul meg.** A gyepek és a szántók együttes kiterjedésének és az erdőterületek nagyságának egymáshoz viszonyított arányai (minimum 12-szeres) alapján, **a kutatási terület térségére a nyílt, pusztai tájjelleg volt mindig jellemző az Antrop-féle „poszt-modern tájak” korát megelőző, 2. világháború előtti korszakokban.** Napjainkra a fenti arány már csak 2,4-szeres, ami a tájkép zártságában is megnyilvánul. A történeti tájjelleg megőrzése, a gyepes, nyílt, pusztai táj képének fenntartása az ilyen adottságokkal még rendelkező tájrészeken, a történeti kultúrtáj („Kiskunság történeti kultúrtáj”) jellegű részterületeken tájvédelmi szempontból különösen indokolt.

Az erdősítések hátrányosságai mellett néhány előnnyel is számolhatunk ökológiai-tájvédelmi szempontból. Előnyt jelent az, hogy **felhagyott, hasznosítatlan területek lettek ismét műveltek** (Kovács et al. 2017), ahol nem az özöngyomok szaporodnak, és az adott tájrész rekreációs potenciálja is tovább növekszik. A felhagyott területek erdősíthetőségét és bárminemű hasznosítását ökológiai szempontból mindig az adott terület ökológiai állapota (elért regenerációs szintje és potenciálja, természetszerűsége, védett fajok esetleges előfordulása) alapján szükséges megítélni. Tapasztalataim alapján, napjaink erdősítési

gyakorlatában az alkalmazkodási, illetve az ökológiai megfelelőségi elv néha súlyosan sérül (51–52. ábra).

A **mesterséges víztestek, vízfelszínek** aránya ugyan nem jelentős, de növekvő számuk és lokálisan magas részesedésük (Kecskemét környékén) tájvédelmi kérdéseket is felvet. Megítélésük kettős, mert amíg tájképi hatásuk kedvező, mentális rekreációt serkentő, addig kialakításuk gyakran ökológiai kárral jár (a vizes élőhely, gyeppusztítás, vízelvonás) és a vízkészletek negatív befolyásolását eredményezi a párologtatás fokozása révén. Az ökológiai károk kockázatai miatt tájvédelmi szempontból a mesterséges víztestek (kotrásos) kialakítása alapvetően nem támogatott. (Az időszakosan vízjárta, természetes felszíni vízkészletű területek esetében, amennyiben a vízzáró-rétegek nem sérülnek, élőhely-rekonstrukciós beavatkozásként, kizárólag ilyen céllal viszont szóba jöhet a természetvédelmi szakemberek gyakorlata alapján). Az apró, többnyire száraz kubikoktól eltekintve tájtörténeti jelentőségük, hagyományos tájjellegben játszott szerepük nincs.

A térség tájvédelme szempontjából, az erdősültség drasztikus növekedése mellett egy másik kardinális kérdés **a beépített területek folyamatos, egyre nagyobb mértékű növekedése**. A beépítettség 2009. évi átlagos mértéke kb. 8%, ami az 1930-as évek kb. 2%-os értékével állítható szembe. E mögött a nagyfokú beépítettség mögött területileg jelentős különbségek húzódnak meg. Amíg a kutatási terület nyugati és déli felében alig változott, és csak 3–4%-ot (3,1–4,2%) ért el napjainkra, addig Kecskemét igazgatási területén 25%-os, a város kutatási területre eső 10 km-es övezetében pedig 17,7%-os értéknek adódott a számítások szerint (VÁTI 2009, saját számítás). A területi különbségeket még inkább hangsúlyozzák a Kecskemét térségében sűrűsödő tanyák és szórványok. A nagy felületű beépítések (pl. ipari üzemek, kereskedelmi-szolgáltató egységek) miatt a termőföld lefedése („soil sealing”) itt már valós probléma, ami tájvédelmi szempontból a „hagyományos” termőterületek elvesztése miatt is aggályos, és az agroökológiai potenciál-csökkenést is jelent. A terjeszkedő beépítések miatt az értékes természetközeli területek pusztulására is több példát említhetünk napjainkból. Az ilyen típusú konfliktusok száma várhatóan a jövőben is növekedni fog. A növekvő beépítettség a külterület-belterület területarányok megváltoztatásával a várost közvetlenül övező térségben **a nyílt tájjelleg fokozatos megváltozását** is jelenti.

A felszínborítási változások értékelése után földrajzilag és az eszmei tájértékek meghatározásával értékelem a tájvédelem adottságait.

A hazai tájvédelmi gyakorlatban, ide értve most az élővilágvédelmet is, a természeti tájpotenciálok közül a biológiai és a tájképi potenciál védelme az elsődleges feladat, melyeket egyaránt értékelhetünk mind a három fenti értékelési kritérium (sokszínűség, természetesség-eredetiség, alkalmazkodási elv) szerint az adott tájrészben, így táji léptékben is. A biológiai potenciált jellemzően a természetes vagy természetközeli élőhelyek, illetve élőhely-együttesek képviselik, melyek a dolgozatomban **természetközeli terület** néven szerepelnek. Ugyanezeket jelöli a természetvédelmi gyakorlatban a természeti terület kifejezés is.

A természetközeli területek a vizsgált tájrész antropogenizálódásával párhuzamosan, az idők folyamán folyamatosan fogyatkoztak, és a felszínborítási változások utolsó elemzett időszaka szerint a közelmúltban is, és a megfigyelések alapján ma is számottevően károsodnak és károsodtak. Napjainkra csak a gazdasági hasznosság szempontjából súlytalannak vagy kicsinek talált maradványfoltok maradtak meg a térségben (Iványosi Szabó 2001). Az antropogén veszélyeztetettség azonban továbbra is fennáll, és nemcsak a jogilag deklarált védettséggel nem rendelkező területeken, hanem a védett és az intenzívebb hasznosítási módok szempontjából kedvezőtlen adottságú tájrészleteken is. Eredményeim szerint (5.3.9. fejezet) például **a nemzeti park hosszú időn át stabil, beszántástól nem bolygatott gyeppes élőhelyei és az időnként vízjárta, kifejezetten csak extenzíven (pl. legeltetett gyeppként) hasznosítható vizes élőhelyei is veszélyeztetettek** a fennálló táj- és természetvédelmi intézményrendszer ellenére. Mindemellett **a kiemelt természetvédelmi**

oltalom alatt álló területek táj- és természetvédelmi helyzete sokkal megnyugtatóbb tapasztalatom szerint, mint az olyan tájrészeké, tájelemeké, amelyeken jogszabály nem mondja ki a védettséget.

A kutatási terület természeti adottságainak és tájfejlődésének különbözőségeire vezethető vissza, hogy annak Kerekegyháza–Fülöppjakab települések vonalától délkeletre eső részén, Kecskemét centrumának 10–12 kilométeres sugarú térségén kívül jóval magasabb a természetközeli területek kiterjedése és aránya a magasabb hemeróbiájú tájrészletekhez képest, mint ezen a körön belül, illetve a megnevezett települések vonalától északnyugatra (53. ábra). A szélsőséges termőhelyi adottságú (tartósan vízborította, időszakosan vízjárta vagy homokbuckás) tájrészek az antropogén tájtalakítások kiterjedése, szintje is általában kisebb volt, köszönhetően részben a tájtalakításokat generáló urbanizációs központoktól (Kecskemét) való távoli, periférikus fekvésnek. A természeti és a tájtörténeti adottságokból következik az is, hogy míg a nagyvárost alacsony természetességű (magasabb hemeróbiaszintű) tájrészek övezik gyakrabban előforduló élőhelytípusokkal, addig annak határától 12–14 km-re (a városközponttól 15–20 km-re) már kiemelkedő természeti értékű, ritka élőhelyeket magában foglaló nemzeti parkot találunk („hemeróbia-grádiens”). A nemzeti park térségének természetközeli területeit többféle élőhelytípus (11. ábra) és természetesebb, sokrétűbb ökológiai állapot jellemzi. A periférikus fekvés mellett részben a természeti körülményekhez való jobb alkalmazkodásnak is szerepe lehet abban, hogy ezen a részterületen, a tájhasználati szempontból szélsőséges termőhelyeken nagyobb arányban maradtak fent a védelemre érdemes élőhelyek (szikések, löszsztyepppek, homoki gyepek és borókás-nyárasok, kékperjés láprétek, mocsárrétek, télisásosok, üde sás- és láprétek stb.).

A táj vagy tájrész tájesztétikai értékelése több kritérium alapján is elvégezhető, a hazai táj- és természetvédelem intézményes egymásrautaltsága, összekapcsolódása és örökségvédelmi megközelítéseik miatt a természetesség (természeti és tájképi értékek) valamint az eredetiség (kultúrtörténeti és tájképi értékek) szempontjait tartom elsődlegesnek ebben a tekintetben. Véleményem szerint **a magas természetességű élőhelyek és élőhely-együttesek**, azaz a dolgozatban természetközeli területként említett területek **általában magas tájképi értékkel is bírnak, ami a természetesség mellett az őket gyakran jellemző változatosságra, szegélyességre, színtezettségre vezethető vissza**. A kutatási területen ezeknek alig több mint fele (lásd 5.2.6. fejezet), áll csak kiemelt természetvédelmi oltalom alatt (nemzeti park, természetvédelmi terület) az 1996. évi LIII. törvény alapján miniszteri rendelettel védetté nyilvánítva. Ebből következik, hogy a magas tájesztétikai (tájképi) potenciálú területeknek is csak egy része védett jogilag szigorúbban, igaz, hogy ezek viszont a legértékesebb tájképi részek. A kiemelt oltalmú területek tájképi jelentőségét a térségükben nagyobb arányban előforduló kultúrtörténeti tájértékek (pl. hagyományos tanyák) is növelik. Az élővilág-védelem részterületén keresztül a Natura 2000 területek és az ún. érzékeny természeti területek hálózata, valamint az Országos Ökológiai Hálózat is a tájképvédelemhez járul hozzá a magasabb szintű tájképvédelmet biztosító jogszabályok (pl. az Országos Területrendezési Tervről szóló 2003. évi XXVI. törvény) mellett.

Az élővilág, az épített környezet és a tájkép védelmét is magában foglaló komplex tájvédelem napjaink gyakorlatában legnyilvánvalóbban a nemzeti parkok területén valósul meg, ahol a legértékesebb, antropogén hatásokkal legkevésbé zavart tájképpel és a legtermészetesebb élőhelyekkel találkozhatunk. Az élőhelyek alacsonyabb természetességű, de még természetközeli része (ilyen a kutatási terület legtöbb élőhely-együttese) az emberi hatásokat (kaszálás, legeltetés) már inkább magán viseli, de ez a tájképi értékességükből nem von le sokat, mivel így is a természetesség érzetét keltik a szemlélőben.

Az adottságok révén (meglévő természeti értékek), és az aktuálisan végbemenő tájváltozásokból levezethetően, táj- és természetvédelmi szempontból az átmeneti zóna, azaz a városközponttól számított 10–15 km-es sugarú övezet a legveszélyeztetettebb. Ezen a zónán

belül számos olyan magas természeti értékű (természetközeli) területet találunk, melynek védettségét nem mondja ki természetvédelmi jogszabály. Jóllehet a zónához tartozó természeti területek egy részének élővilág-védelmét Natura 2000 terület, ex lege védett terület és az Országos Ökológiai Hálózat fedése biztosítja, itt általában mégis gyengébb a természet- és a tájvédelem érdekérvényesítő képessége, mint a kutatási terület egyéb részein. ***Ráadásul, a tájfejlődés tendenciái alapján a városi tér kiterjedése, a szórványok terjeszkedése várható a jövőben, ami különösen ebben az övezetben eredményezhet új antropogén tájtalakításokat és tájképrontó tájhasználatokat.*** A települési folyamatokhoz kapcsolódó tájtalakítások (területfeltöltések, beépítések, jóléti tavak létesítése) egyre inkább reális veszélyeztető tényezőkké válhatnak itt. ***Legalább a települési változásokhoz mérhetőek a negatív ökológiai-tájképi következményeik miatt a már jelenleg is általánosan tapasztalható erdősítések, melyek várhatóan főként a már fennálló erdőkhöz fognak területileg hozzákapcsolódni.*** A kiszáradások segítette beszántások is egyes természetközeli területek károsodását okozhatják az övezetben, de csak kisebb valószínűséggel, mint a fent említett tájtalakítási formák. A beszántások veszélye inkább a zónán kívül, a hagyományosan agrárszerepkörű tájrészekben, a védelem alatt nem álló területfoltok esetében nagyobb. A különféle ültetvények (szőlő, gyümölcs, stb.) esetleges megjelenése viszont nem jelent itt veszélyeztető tényezőt a tájképre nézve, mivel a szőlők, gyümölcsösök és kertek ebben a zónában a tájjelleg fontos meghatározói, hagyományos elemei.

Természetközeli élőhelyek dominálják a gyepes „pusztát” (erdőtlen sztyeppet), melynek tájképi értékeit az idegenforgalom és annak vidékturizmus, ökoturizmus ága is igyekszik hasznosítani a térségben és a kutatási területen is (pl. Kunpuszta, Bugac). A „puszta” természeti értékei mellett kultúrártékeket is megjelenít, hiszen a történelmi időtávú, legeltetéssel és/vagy kaszálással történő hagyományos hasznosítás is jellemzi. A „puszta” és a más jellegű természetközeli területek (pl. természetközeli erdők) tájképi vonzereje számos rekreációs célra létesített vagy átalakított tanya (szórvány) telepítő-meghatározó tényezőjeként is hat napjainkban. Terepbejárásaim alapján megállapítottam, hogy sok új vagy felújított tanya található természeti területeken vagy annak határzónájában – többek között – Ágasegyházán, Orgoványon, Fülöpházán, Kerekegyházán is, szemben az ezeken a településeken máshol jellemző tanyapusztulásokkal, ami a természetességen alapuló tájképi potenciál jelentőségét támasztja alá. A tájképi potenciált arányaiban ma még kevés helyen használják ki, a vidéki térségekben inkább a tanyák elhagyása, romosodása jellemző. ***A tanyák elnéptelenedése a táj (tájkép) homogenizációjához is hozzájárul*** (Kovács et al. 2017). Ez a vizsgált területen is megfigyelhető.

A hagyományos tanya, illetve a tanyás tájkarakter az Alföld és a Duna–Tisza köze kiemelkedő tájértéke (Csatári 2004, Dóka 2006a, 2011, Kiss 2006, Karancsi 2012, Kovács–Dóka 2018). ***A térség „eredeti”, tradicionális, illetve archaikus megjelenésű és tájértéket jelentő tanyáit leginkább a védett területeken vagy azok szomszédságában találjuk meg.*** A természeti értékekkel tájképi egységben álló, vagy azokhoz szorosan nem kötődő egyéb kultúrtörténeti értékek (pl. gémeskutak, fészületek, régi iskolák) mint egyedi tájértékek nagy számban maradtak fel a védett területeken kívül is. Az egyedi tájértékek felmérései bizonyítják (KNPI 2010–2018), hogy a ***Kecskemét városközpontjától számított 10–15 km-es sugarú, természeti értékekben gazdag övezet kulturális tájértékekben is bővelkedik, így az a komplex tájvédelem szempontjából is kiemelkedő jelentőségű tájrésze a kutatási területnek.*** ***A kiemelten már védett és tájvédelmi szempontból is megnyugtatóbb helyzetű nemzeti parki terület egységek mellett hozzájuk mérhető értékességű tájrészeket is találunk itt (pl. Köncsőpuszta térsége, Kunpuszta).*** Véleményem szerint a zóna kiterjedtsége és eszmei jelentőségű tájértékeinek nagy aránya miatt tájléptékű védelemre érdemes a rendelkezésre álló jogi eszközök hiányának ellenére is.

A tájszintű (területi) védelmet a térség tájhasználati mozaikossága is indokolja, ami egyszerre jelent értéket és veszélyforrást. Érték, mert a (tájképi, ökológiai) változatosságot (sokszerűséget) biztosítja, de ugyanakkor veszély is, mert az egységes kezelést korlátozza. A „Kiskunság történeti kultúrtáj” részeként az övezet gazdag hagyományos, stabilan fennmaradt tájelemekben és tájértékekben (természeti értékek, a kisparaszti gazdálkodás és a tanyai létforma értékei), ugyanakkor a jelenleg is tapasztalható és a várható tájhasználati tendenciák alapján igen veszélyeztetett a potenciális antropogén beavatkozások miatt.

A tájtörténeti múlt következményeként a Kecskemétet közvetlenül övező zónát kisebb hányadban fedik a természetközeli területek, és a **pontszerű művi tájelemek** (tanyák, újabb szórványok, gazdasági épületek) közül is csak kis hányadot képviselnek a külterületen a „pre-modern tájból” származó kultúrtörténeti tájértékek. Az összes szórvány között a tradicionális, archaikus megjelenésű tanyák aránya rendkívül kicsi. Ez részben annak köszönhető, hogy itt nagyobb arányban alakították át vagy szüntették meg a korábban épített tanyákat, illetve részben annak, hogy az új, modern szórványok jellemzően már nem a hagyományos építészeti stílust követik. **Ebben az övezetben a tanyás térségek sok helyen egyszerűen elvesztették hagyományos értékeiket, táji jellegüket,** az eredetiség kívánalmának megfelelő, hagyományos tanyák száma természetesen folyamatosan csökken (Csatári 2006a, 2006c). A város-vidék peremövezetéhez sorolható tájrészekben az új beépítésekkel környezeti problémák sokasága fakad (Csatári–Farkas 2012). Az itt végbemenő, szuburbanizáció mozgatta, a történeti tájjellegnek nem megfelelő (stílusidegen, tájidegen) építőanyagok használatával megvalósuló, stb.) beépítések például tájvédelmi szempontból igen kedvezőtlenek, tájképileg károsak. A városi tájhasználati módok térhódítása, a várostest kiterjedése miatt rekreációs területek is elvesznek (Kovács et al. 2017).

A tájképi értéket növelő kultúrtörténeti értékek közül a korábbi tanyarendszerre és a hagyományos társadalomra a tanyák mellett, elsősorban a fészületek, a gémeskutak és a tanyai iskolák emlékeztetnek az egyéb, kevésbé számos tájérték-típus (pl. kisvasút állomásépületei, kúriák, tanyai temetők – Ágasegyháza, Fülöpháza) mellett. Ezeket is jellemzően a Kecskeméttől távolabbi, rurális tájrészekben találjuk meg. Kiemelt természetvédelmi (tájvédelmi) oltalom alatt állnak és tájképileg is igen jelentősek a kunhalmok, melyek közül a kutatási területen jelenleg hármat tart nyilván a KNPI (Árpás-halom, „Rét halma”, Tormos-halom). Földvár előfordulása nem ismert.

A külterületekkel szemben a kultúrtörténeti értékek sűrűsödését tapasztalhatjuk Kecskemét és Kerekegyháza központi belterületén (pl. tradicionális lakóházak és közintézmények, emlékművek, köztéri alkotások), de ezeknek csak egy része származik a tájvédelmi szempontból kiemelten kezelendő időszakból (1945 előtti, pre-modern táji korszak), illetve védelmük is inkább a műemlékvédelem tárgykörébe tartozik.

A többi nagy területet elfoglaló településmag (Kadafalva, Ballószög, Helvécia stb.) mint **foltszerű művi tájalelem** jelenik meg a tájban. Származásuk alapján, települési egységként vagy tájképi elemként nem képviselnek tájértéket, egy-egy belterületi tájérték jelenti csak a tájvédelem tárgyát esetükben. Foltszerű művi tájalemeket jelentenek a nagyobb vízellátási létesítmények (víztározók, halastavak) is, melyek főként Kecskemét belterületének a szélén találhatók meg. Műviségük ellenére tájképi értékük számottevő, de ez a létrehozásukkal keletkezett ökológiai kárral (pl. a Szék-tó megszűnése) nem áll megfelelő arányban. Jelenlegi formájukban azonban, más táji funkciókkal (rekreáció, zöldterület) kiegészülve létjogosultságuk nem vitatható.

A Kecskemétet közvetlenül övező, belső tájzóna sajátossága, hogy a felszíni **vonalas műszaki infrastrukturális hálózatok** (autópálya, autóutak, villanyvezetékek) itt a legsűrűbbek. Ugyan a tájképet nagyon negatívan befolyásolják, viszont a tájképi értékek is alacsonyabb részesedéssel bírnak itt a tájatalakítottság magasabb szintje miatt. A vonalas

infrastruktúra bővülése ezért a tájképi degradáció által a rurális jellegű tájrészeken (>10–12 km-re Kecskeméttől) jelent főként veszélyt.

A kutatási területen megjelenő egyes tájelemek tájvédelmi jelentőségének értékelését a 13. táblázatban mutatom be. Ez az értékelés az általános tapasztalatokon és a mai gyakorlatot alapul, az elméleti lehetőségeket (pl. hagyományosnak megfelelő építészeti kialakítású, modern szórvány vagy ökológiai céllal kialakított, művi vizes élőhely), melyek napjaink gyakorlatában még nem terjedtek el, nem vette számításba.

A fentebb vázolt „*táji zonáció*”, azaz a hemeróbiaszintek, az előforduló értékek gyakoriságának és az antropogén veszélyeztetettség mértékének övezetszerű földrajzi különbségei alapját jelentheti a térségre vonatkozó egyik legfőbb tájrendezési-tájvédelmi elvnek. Ezt az elvet a komplex tájvédelmi feladatok, benne különös tekintettel a tájképvédelem és a fejlesztési szándékok egyidejű, gyakran antagonisztikus fennállása miatt tartom szükségesnek alkalmazni. Az elgondolásom szerint a *tájképi aspektusú tájvédelemre* különösen a Kecskeméttől távolabbi (>10 km) övezetekben kell nagyobb hangsúlyt fektetni, különös tekintettel a természetvédelmi oltalom alatt álló tájrészekre és környezetükre. Ezzel szemben Kecskemét szűkebb térségében, a már amúgy is csökkent értékű tájképi környezet miatt, a fejlesztéseknek kevesebb kötöttségekkel lehet teret engedni a jövőben várhatóan erőteljesen megnövekvő tájalakítási igényeknek és az általuk generált dinamikus tájváltozásoknak.

Az *élővilág-védelmi aspektusú tájvédelem* számára viszont minden értékesnek ítélt természetközeli terület megőrzése elengedhetetlennek tűnik. Így van ez Kecskemét közvetlen környezetében is, ahol a természetközeli területek károsodása nemcsak az ökológiai kapcsolatok sérülését és pótolhatatlan természeti értékek elvesztését jelentené, hanem a tájképileg értékes tájelemek teljes eltűnésével is járhat.

A *kultúrtörténeti értékek*, egyedi tájértékek (pl. archaikus tanyák) sorsa látszik a leginkább kérdésesnek, melyek még a nemzeti parki területeken belül is különösen veszélyeztetettek gazdasági értékük, funkcióik, használatuk és általában a teljes társadalmi-gazdasági környezet megváltozása (elidegenedés a tájtól) miatt. Különbség van ugyanakkor a belterületek és a külterületek értékmegőrzési lehetőségeit tekintve, mivel a belterületen sokszor a jogi védettség is inkább biztosított (pl. műemlékvédelem keretében), illetve a társadalmi felügyelet is hatékonyabb. A külterületek esetében amellet, hogy minden értékes objektum védelmet igényel elhelyezkedésétől függetlenül, hosszabb távú megőrzésükre a nemzeti parki területeken belül van csak igazán remény.

A térségben és a kutatási területen mára már jól feltártak a különféle tájértékek és a tájváltozási folyamatok irányai is kellő mértékben prognosztizálhatók. Az értékek előfordulásának és a veszélyeztető tényezők ismeretében pedig a *legfontosabb tájvédelmi szempontok* is körvonalazhatók a jövő számára. A kutatási terület egészén a *kontrollálatlan városi szétterülés megakadályozása, a fejlesztések koncentrálása, valamint a termőhelyet hasznosító tájhasználatok hagyományos tájszerkezethez és természeti adottságokhoz való adaptálásának biztosítása* révén érhető csak el, hogy Kecskemét térségében tájképileg értékes, ökológiailag sokszínű, a rekreációt hathatósan és tartósan biztosítani képes tájrészek maradjanak hosszú távon fent.

13. táblázat. Egyes tájelemek tájvédelmi jelentősége az aktuális tájállapot szerint, Kecskemét térségében

tájelem	ökológiai érték	tájképi érték	ökológiai veszélyforrás	tájképi veszélyforrás
természetközeli fátlan gyepek és cserjés-ligetes gyepek	++	++	–	–
fiatal gyepek, parlagok	+	+	–	–
szántók	–	+ (felt.)	+	+ (felt.)
szőlő- és gyümölcs-ültetvény (kert)	–	+ (felt.)	+	+ (felt.)
természetközeli erdők	++	++	–	–
ültetvényszerű erdők	–	–	++	++
hagyományos tanya	–	+	–	–
modern lakóhelyi szóróvány	–	–	+	++
település	–	–	++	++
műszaki infrastrukturális hálózati elem (út-, villamoshálózat)	–	–	++	++
természetes vízborítás	++	++	–	–
művi vízelékesítmény	–	+	++	+ (felt.)

A 13. táblázat jelmagyarázata:

++ jelentős tényező

+ számottevő vagy kevésbé jelentős tényező

– nem jelent tényezőt

(felt.) feltételesen jelent tényezőt, lásd az alábbi szöveges kiegészítést: A szántók tájvédelmi megítélése függ attól, hogy a vizsgált tájrészletben régóta hasznosítás alatt álló, hagyományos tájelemek-e, illetve hogy a terület ökológiai alkalmassága, felhasználhatósága alapján megfelelnek-e az adaptív tájhasználat szempontjainak. Ahol hagyományos tájjelemnek számítanak (pl. Kecskemét környékén) és az ökológiai felhasználhatóság szempontjából alkalmas tájrészt foglalnak el, ott a gyepek mellett a fátlan, nyílt, pusztai tájképhez is hozzájárulnak, és relatív értéket jelentenek. Természetvédelmi-ökológiai aspektusból a szántók, pl. a tűzok (*Otis tarda*) és a hamvas rétihegy (*Circus pygargus*) fajok élőhelyein még mindig kedvezőbbek, mint a fiatal erdőtelepítések, de egészében tekintve jelentőségük így is csekély, mivel a nyílt tájat kedvelő madárfajok élőhelyi igényeit a sokszor botanikailag is jóval értékesebb gyepek ugyancsak képesek kielégíteni. Ráadásul az utóbbiak tájképi szempontból sokkal jelentősebbek is a fentebb elmondottak alapján. Gyepbeszántás esetén a szántók így tájképi veszélyforrást is jelentenek a gyepes tájrészekben. Hasonló a helyzet a szőlő- és gyümölcsültetvényekkel, melyek a hagyományos termőterületeken jelentenek viszonylagos tájértéket, tájképi értéket. A művi vízelékesítmények, sokszor kedvező tájképi hatásuk ellenére inkább tájképi veszélyforrásnak számítanak, mivel jellemzően művi hatású műszaki paraméterekkel (meredek part, egyenes peremvonal) és a természetesebb, ezért tájképi szempontból értékesebb gyepeken vagy vizes élőhelyeken alakítják ki jellemzően őket.

Összefoglalás

A disszertációban bemutatott kutatás a felszínborítás-változásokkal foglalkozik Duna-Tisza közti mintaterületen. Kecskemét környéki, 25x25 km-es kutatási területen vizsgáltam térinformatikai eszközökkel, felszínborításra vonatkozó adatok alapján a tájhasználat és felszínborítás történeti változását, a felszínborítás stabilitását és időbeli változatosságát, ezek kapcsolatát a termőhelyi jellemzőkkel (fizikai talajféleség, talajértékszám, stb.), valamint a szórványok sűrűsödési változásait. Kiemelten foglalkoztam a vízjárta területeket érintő tájhasználati anomáliákkal és történelmi változásaikkal. Mindezen változásokat a komplex tájvédelem szempontjai szerint, ökológiai-tájtörténeti szemlélettel elemeztem. A tájvédelem feladatainak és lehetőségeinek területi differenciáltságát kívántam azzal is alátámasztani, hogy olyan kutatási területet választottam, mely változatos természeti adottságai mellett az antropogén hatáserősség szerinti valamennyi tájtípust (természeti, kezelt, megművelt, szuburbán és urbán) magában foglalja. A hét különböző időszakra (1783, 1860–1864, 1881–1883, 1930-as évek, 1957–1959, 1992–1996 [1989], 2008–2009) vonatkozó felszínborítási adatbázist történeti és közelmúltbeli térképek, ortofotók és ingatlan-nyilvántartási adatbázisok alapján építettem fel. A kutatás során a szintén vizsgált természetközeli területeket (élőhely-együtteseket) és a kutatási terület vidékies településeinek egyedi tájértékeit terepbejárások során azonosítottam.

A *történeti elemzés* során megállapítottam, hogy *a természeti tényezők alapján elkülöníthető természeti tájtípusok* (homokbuckás, homokos sík, löszös sík, réti lapos, szikes lapos) *eltérő természeti potenciáljai a 18. század végétől napjainkig terjedő időszakban időnként döntő mértékben meghatározták a tájhasználat* és ezáltal a *felszínborítás szerkezetét*, valamint ezek *változását, azaz a tájfejlődést*. Ezt igazolja, hogy a 20. század elején, a homoktalajok filoxérára való immunitása miatt a négy-ötszörösére növekedett nagyságú kertkultúras területek (szőlők és szőlőként is hasznosított területek) túlnyomóan a homokbuckások és a homokos síkok homokterületeire koncentráálódtak. Az AGROTOPO-adatbázis szerinti homokos talajféleségek 93%-án találjuk meg azokat ebben az időben. Adataim alapján, az intenzív erdősítések megindulása idején, az 1930-as évek közepe és 1957–59 közötti új erdőtelepítések is 95%-ban homokos talajféleségeken valósultak meg, szemben a talajféleség kb. 70%-os területi részesedésével. Ennek magyarázata, hogy a homokterületeket mezőgazdasági művelésre kevésbé alkalmasnak, a deflációt veszélyforrásnak tekintették. Az 1992–1996 és 2009 között történt művelés felhagyásokban bizonyosan szerepe volt a termőhely-minőségnek is, ugyanis a homok, homokos vályog, vályog fizikai talajféleségek területi arányához (69,5%, 22,6% és 7,9%) képest a parlagok részesedése az ilyen fizikai talajféleségű területekből 82,0%, 16,2%, illetve 1,8% volt.

Eredményeim szerint a kutatási terület felszínborítási változását a *18. század végétől* az alábbi főbb tendenciák jellemezték. A *fátlan gyepek és a cserjés-ligetes gyepek* együttes *részaránya* 80–90%-ról az 1950-es évek végére *folyamatosan csökkent* kb. 17%-ra, majd a művelés felhagyások miatt 23,1%-ra *növekedett a rendszerváltás utáni* évekre. A közelmúltban ismét csökkenni kezdett a gyepes élőhelyek aránya: 2009-ben kb. 20%-os volt. Az *erdők-faültetvények* kiterjedése *folyamatos növekedést* mutat a vizsgált időszak alatt. A szinte fátlan tájból (kb. 1%) jelentősen erdősült táj (kb. 23%) fejlődött ki. A *szántók* a kezdeti 5–10% után a *20. század első felében érték el a maximumukat* (kb. 56%), utána pedig folyamatosan csökkent részarányuk 35%-ra. Ilyen időbeli lefolyással *változott a kertkultúras területek aránya* is 2–3%-ról kb. 18%-ra, majd 12%-ra *csökkent*. A *természetes vízborítások* kiterjedését a *klimatikus körülmények határozták meg*: 1–2% és kb. 4% között mozgott részarányuk. A *beépített felszínnek* részesedése 0,4%-ról közel 8%-ra *emelkedett* folyamatosan.

A **közelmúlt** (1992–96 és 2009 között) **felszínborítási változásai** és napjainkra is érvényes főbb tendenciái az alábbiakban foglalható össze:

- a városi tér és a beépített felszínek kiterjedése,
- a modern, új típusú szórványok Kecskemét körüli elterjedése,
- a hagyományos tanyák megfogyatkozása,
- a mezőgazdasági recesszió miatt a gyepterületek és szántók csökkenése, főként a támogatott erdősítések megnövekedése révén,
- a szőlők, gyümölcsösök, kertek területi csökkenése hasonló okból,
- gyepesedett parlagok kisebb arányú megjelenése a kertkultúrák területén és szántók helyén

Tájvédelmi jelentőségük miatt kiemelten vizsgáltam a **felszínborítás stabilitását**, illetve **időbeli változatosságát**. Az AGROTOPO-adatbázis attribútum-rétegeivel való összevetés alapján a felszínborítás stabilitása, illetve az időbeli változatossága **a különböző szervesanyag-készletű talajok mintázatával szoros térbeli egybeesését mutat**. Amennyiben a talajok szervesanyag-készlete (SZK) alapján két osztályt képezünk (1-es osztály esetében SZK<100 t/ha, 2-es osztály esetében SZK>100 t/ha), azt tapasztaljuk, hogy a 2-es osztályhoz tartozó területeken 1–2 felszínborítási típus jelent meg a 19. század végétől, míg az 1-es osztályhoz tartozó területeken 3–5 felszínborítási típus kombinálódott és váltotta egymást. A **nagy felszínborítási stabilitású és kis változatosságú** területeket a **réti- és szikes laposok**, illetve a **lőszös síkok** jelentik. Előbbieket a gyepterület (valószínűsíthetően rendszeresen vagy csak időnként vízjárta gyepterület) és a természetes vízborítás felszínborítási kategóriák uralják hosszú idő óta, míg a lőszös síkokon a szántó a domináns és stabil felszínborítási típus. A változékony és az időben sokféle felszínborítást viselő területeket a homokbuckások és (lepel)homokos síkok képezik, ahol a homoktalajok csak igen kicsi (<100 t/ha) szervesanyag-készlettel rendelkeznek általában. Következtetésem szerint, minél **magasabb a talaj szervesanyag-készlete**, annál **kevésbé változott a hasznosítás** az idők folyamán, és így annál kevesebb felszínborítási típus fordult elő az adott helyen, ami a tájhasználatnak a termőhelyi adottságokkal, a természeti agroökológiai potenciállal való szoros kapcsolatát tükrözi.

A **termékenységi vagy természeti agroökológiai potenciál** nagysága még inkább kifejezhető az ún. talajértékszámokkal, mely – eredménytérképeim szerint – szintén szoros **összefüggésben áll a felszínborítás időbeli változatosságával és stabilitásával**. Az agrotopográfiai térképállomány TÉSZ attribútuma alapján képezett talajértékszám-osztályok (1-es osztály: 0–10 TÉSZ, 2-es osztály: 11–80 TÉSZ) és azonos talajértékszám-osztályokba eső területek felismerhető térbeli egybeesést mutatnak a közel azonos vagy azonos mértékben változatos és a stabil területekkel. Ha a TÉSZ alapján képzett területeket és a stabilitási, illetve a változatossági térképeket összevetjük, azt tapasztaljuk, hogy nagy stabilitás és kis változatosság a nagy és közepes talajértékszámú területeket (2-es osztály) jellemzi, míg a kis talajértékszámú területeken (1-es osztály) általában többszöri a felszínborítás-változás és többféle felszínborítási típus fordul elő a vizsgált időtávon.

Mivel a **kutatási terület** térsége 1881–83 és 2009 között, hasznosítási szempontból **döntően agrárjellegű** volt, az **agroökológiai potenciál** nagysága a tájhasználat és a **felszínborítás stabilitására**, illetve időbeli **változatosságára** is **befolyással volt**. Az eredmények alapján, akár a talajok szervesanyag-készletéből, akár a talajérték-számból indulunk ki, arra a következtetésre juthatunk, hogy az elmúlt kb. 140 évben a természeti **agroökológiai potenciál** a **tájváltozások hajtóerejeként** működött a térségben. Az AGROTOPO-adatbázisban attribútumként megjelenő többi talajtulajdonság (így pl. a fizikai féleség, vízgazdálkodási tulajdonságok, a kémhatás, a termőréteg vastagsága) mintázatával ugyanakkor korrelatív térbeli egybeesést nem találtam.

A *vízjárta területek* különös jelentőséggel bírnak a természet- és tájvédelem szempontjából. A *korlátos hasznosítási feltételek* (időszakos felszíni víztöbblet, belvizesség) és a történetileg kialakult, adaptív tájhasználati struktúrától való eltérés miatt a *felszínalakítással, bolygatással* járó hasznosítást *tájhasználati anomáliának* tekintetem esetükben. Ilyen anomália lehet vizes élőhelyen a *beépítés, beszántás, erdősítés, ültetvény létesítése és vízilétesítmény kialakítása*. Térinformatikai eszközökkel igazoltam, hogy már a 19. század végén is volt olyan vízjárta terület a térségben, amelyet akkor nem gyep, vagy természetes vízborítás fedett, hanem az elöntés veszélyének ellenére szántóként hasznosítottak.

Az *időbeli trendet* vizsgálva megállapítottam, hogy a *vízjárta területeket ért*, ökológiai szempontból *negatív tájálalakítások*, a 20. század első felében tapasztalható, klimatikus és társadalmi okokra visszavezethető kiugrástól eltekintve, a *19. század végétől*, a táj *antropogenizálódásával* párhuzamosan, növekvő mértékben voltak jellemzőek a kutatási területen. Az átalakított vízjárta területek kiterjedése kb. 2%-ról 5–6%-ra nőtt a vizsgált időszakban. Eszerint a múltban sem számított rendkívülinek a tájhasználati anomáliák fellépése a vízjárta területeken, ami az idő előrehaladtával gyakoribbá vált. Így napjainkban is egyre több helyen találkozhatunk előfordulásukkal.

Az *1930-as évek* táján különösen *nagy arányban* (kb. 7,4%) jelentkeztek a *vízjárta területek tájhasználati anomáliái*, 98%-ban a *beszántásoknak* köszönhetően. Véleményem szerint a gazdasági és a klímamódosulási tényezők (gazdasági válság, illetve szárazság) egymás hatását felerősítve eredményezték a vízjárta területek beszántását. A tájhasználati anomáliák rendkívüli megjelenésében tehát komplex tényező, a *szocioökonómiai és természeti okok együttese játszhatott szerepet*. A klímamódosulás ráadásul a helyi gazdaság gyengítésén keresztül közvetve is befolyásolhatta a tájálakítási folyamatokat.

A természetes vízborításokkal, vízjárta gyepterületekkel szembeni *új tájhasznosítási formák* közül (az átalakított területnagyság alapján) mind az *öt vizsgált időszakban* a *szántóföldi művelésbevonás* volt a *legjellemzőbb*, az összes átalakítás 77–78%-ával. Jóval kisebb kiterjedésű területen zajlott a mesterséges víztestként történő, víztározási, öntözési, halászati, horgászati, stb. célú területfelhasználás (10–11%) és a beépítés (8–9%). A fásítás, erdősítés (3%), illetve a szőlőültetvényként, gyümölcsösként, kertként való hasznosítás (0,5–1%) nem volt jellemző a kutatási terület vízjárta térszínein, elvétve azonban előfordul, illetve előfordult. A szántóművelés kiugró részaránya az eleve nagy területi részesedésével, a gazdálkodáshoz szükséges nagy területigénnyel, a beszántás kis munkaráfordításával és a vagyoni értékhez kötődő kisebb kockázattal magyarázható, összehasonlítva a többi új hasznosítási formával.

A *felszínborítás* sajátos, *pontszerű elemei* a *hagyományos tanyák* és a *modern lakóhelyi szórványok*, melyek sűrűség-változásait elemeztem térinformatikai módszerrel. A legnagyobb sűrűségű helyek vizsgálata és a legmarkánsabb változások elemzése alapján a vizsgált területet *általános szórvány-sűrűsödési folyamat* jellemzi már a *18. század végétől*. Az 1957–59-et megelőző három évtizedben a ma már részben zárt beépítésű belterületre vagy kertes külterületi lakóövezetbe eső, egykori szőlős kertségek szórványokkal (tanyákkal) való besűrűsödése ment végbe. Néhány településrész (pl. Petőfiváros, Hunyadváros, Széchenyiváros, Hetényegyháza) 20. század végi átalakulásuk, beépülésük, várostestbe olvadásuk előtt még erőteljes tanyásodást élt meg. Máriahegy, Felsőszéktó, Szolnokihegy, Kőrösihegy voltak – többek között – azok a tanyakörzetek, ahol a sűrűség-változások a legnagyobb értéket érték el. Ezek a *szórvány-besűrűsödések* kevésbé az utakhoz, inkább a belső, *kertkultúrák területekhez kapcsolhatók*, amellett, hogy a városhoz közelebbi fekvésük is szembetűnő a mai tendenciákkal összehasonlítva. Az 1989-ig eltelt újabb három évtized alatt, az egykori zártkertek mellett néhány, zártkertté nem minősített kertművelésű térség (pl. Katonatelepi tanyák két tömbje, Felsőszéktó és Úrihegy hetényegyházai úthoz közelebb eső

fele) gyors betelepülését (benépesedését), szórványokkal való besűrűsödését tapasztaljuk. A Kecskemétet közvetlen övező térségen kívül jelentős besűrűsödést erre az időszakra vonatkozóan nem tapasztaltam.

Különösen Kecskemét közvetlen környékén, Hetényegyháza-Ballószög-Helvécia vonaláig alakultak ki **napjainkra nagy sűrűségű gócok** az egykori zártkertek, szőlősök, kertségek helyén (pl. Katonatelepi tanyák, Halasi úti kiskertek, Felsőszéktő-Úrihegy, Máriahegy). Kisebb keresési sugárral (pl. $r=200$ méter) a forgalmas dűlőutak, műutak menti besűrűsödések is kirajzolódnak – többek között – Kadafalva, Helvécia, Ballószög egyes frekventáltabb részein.

A megelőző időszak (1989) sűrűségi térképével összevetve megállapítható, hogy 2009-re Máriahegy, Úrihegy, Budaihegy és Vacsihegy gócpontjai Kecskeméttől távolabbra, északi, északnyugati irányba kezdtek kiterjedni az ottani nagyobb mértékű besűrűsödés eredményeként. A Kecskeméttől távolabbi helyek sűrűség-növekedése máshol is tapasztalható, így Katonateleptől és Hetényegyházától délre, valamint Kadafalva, Helvécia, Ballószög, Szabó Sándor telep külterületi útjai mentén. A legnagyobb változás Úrihegy hetényegyházai út felé eső részét érintette, ahol egyre többen kezdtek építkezni feltehetően a külterületi életforma és a kedvező forgalmi helyzet adta előnyök miatt. Feltűnő, hogy a kutatási terület egyéb részein – az egyébként sem nagy szórványsűrűség miatt – a változások sem voltak olyan jelentősek, leszámítva egyes eseteket, pl. a Jakabszállás belterületével közvetlen határos, közelmúltban is szórványosodó, beépülő területet.

A **felszínborítás történeti változása**, a tájfejlődés során kialakult mai tájállapot a **tájvédelem szempontjából** is értékelhető. A dolgozatom egyik fő célkitűzése volt, hogy a változásokat és a napjaink tájállapotát a komplex tájvédelem szempontjai szerint, ökológiai és tájtörténeti megközelítésben vizsgáljam.

A legutolsó elemzett, **2008–2009-es időszak** 100×100 méteres cellafelbontású raszteres adatrétege alapján, a gyepek, valamint a vizes élőhelyek összkiterjedése a vizsgált területen kb. 14 ezer hektár volt. Számításom szerint ennek **csak kb. 43%-a stabil felszínborítású gyeppel, illetve vizes élőhellyel** az 1881–83-tól 2009-ig tartó időszakban. A 2009. évben fennálló összes gyeppel és vizes élőhellyel kiterjedéséhez viszonyítva, az 1950-es évek végén még kb. 56%, de a rendszerváltás éveiben már csak kb. 46% volt stabil felszínű (leszámítva az időnkénti kiszáradásokat és elöntéseket). Ez a tendencia a táj- és természetvédelmi szempontból igazán értékes felszínek folyamatos térvesztését tükrözi.

A **4. időszakig (1992–1996) stabil felszínborítású gyepek és vizes élőhelyek** közelmúltbeli változásait kiemelten vizsgáltam. A 100×100 méteres cellaméretű, egyesített raszteres adatbázisból leválogatással kapott, ellenőrzött eredmények alapján, az 1881–83 és 1992–96 között stabil gyepek és vizes élőhelyek **5,2%-a pusztult el 2009-ig**. A stabil gyepek, illetve vizes élőhelyek pusztulásáért elsősorban a **beszántások** (68–69%), valamint a **beerdősítések és beerdősülések** (20–21%) a felelősek. Előfordult az is, hogy szőlő- illetve gyümölcsültetvényé, parkosított kertet (5%) vagy vízilétesítménnyé (víztározó, horgásztó, halastó stb., 2%) alakították át őket, esetleg beépítés (4%) áldozatául estek.

Eredményeim alapján megállapítható, hogy a vizsgált tájrészben nincs a kertkultúrának olyan, tradicionálisan szőlő- illetve gyümölcsültetvényként művelt, egybefüggő, többhektáros termőterülete, mely kultúrtörténeti jelentőségénél fogva a tájvédelem számára is jelentős értéket hordozna. A hagyományos, **kisparcellás kertkultúrát** mint kultúrtörténeti értéket ma már **csak lokálisan** találjuk meg.

Megállapítottam, hogy a **gyepek** mérhető **visszaszorulása** napjainkban több okból is **aggályos a tájvédelem számára**. Ökológiai jelentőségük, a nyílt, pusztai tájjellegben meghatározó szerepük, tájképi értékességük és tájpotenciáljuk (ökoszisztéma-szolgáltatásaik) miatt fragmentálódásuk, elszigetelődésük és arányuk visszaesése is nagyon kedvezőtlen folyamatnak tekinthető. A gyepek és a szántók együttes kiterjedésének és az erdőterületek

nagyságának egymáshoz viszonyított arányai (minimum 12-szeres) alapján, a *kutatási terület* térségére a *nyílt, pusztai tájjelleg volt mindig jellemző* az Antrop-féle „poszt-modern tájak” korát megelőző (2. világháború előtti) korszakokban. Napjainkra a fenti arány már csak 2,4-szeres, ami a tájkép zártságában is megnyilvánul. A szántóterületek közelmúltbeli csökkenését elsősorban ültevénytípusú faállományokkal kialakított, tájidegen fajokkal végzett erdősítésük okozta, ami hatványozottan eredményezi a pusztai táj jellegtelenedését, a zártabb tájkép kialakulását.

A *beépített területek* folyamatos növekedése, mely különösen Kecskemét peremövezetében jellemző, szintén *tájvédelmi problémákat* vet fel a mezőgazdaságra hasznosítható területek térvesztése és a tájkép kedvezőtlen megváltozása miatt. A városi tér és *a modern, nem tájba illően kialakított lakóhelyi szórványok* további *terjeszkedése* különösen a városközponttól számított 10 és 15 km-es sugarú körrel lehatárolható sávon belül *jelenthet veszélyt a jövőben*. Itt a nyílt tájkép még értékesnek mondható a nagy arányban előforduló természetközeli területeknek, a hagyományos, tájba illő tanyák és egyéb tájértékek meglétének, valamint a tájidegen művi létesítmények hiányának, illetve csekély részesedésének köszönhetően.

A *tájvédelmi szempontból legértékesebb* tájrészt a kutatási területen a *Kecskemét központjától* számított kb. *15 km-es sugarú körön kívüli térség* jelenti, ahol a legtöbb *tradicionális, archaikus* megjelenésű és tájértéket jelentő *tanya* fordul elő, és ahol a legnagyobb arányban találjuk a *változatos élőhelyi összetételű, tájképileg is kiemelkedő jelentőségű természetközeli területeket*. A kiemelten már védett és tájvédelmi szempontból is megnyugtatóbb helyzetű nemzeti parki terület egységek mellett hozzájuk mérhető értékességű tájrészeket is találunk itt (pl. Köncsőpuszta térsége, Kunpuszta). Véleményem szerint ez a zóna kiterjedtsége és eszmei jelentőségű tájértékeinek nagy aránya miatt *tájléptékű védelemre érdemes*.

Köszönetnyilvánítás

Mindenekelőtt nagy-nagy hálával gondolok témavezetőmre, *Dr. Keveiné Dr. Bárány Ilona* professzor-asszonyra, aki mindvégig ösztönzött, és terelte munkámat a szakmailag jó irányba.

Külön köszönöm *Dr. Csatári Bálintnak* † a sokéves szakmai támogatást, szemléletformálást, emberi biztatást, aki nélkül nem készülhetett volna el ez a doktori disszertáció, különösképpen a tanyák témakörének értékorientált szemléletű feldolgozására. Tisztelettel ajánlom emlékének ezt a munkát!

Dr. Kiss Mártonnak is szeretnék kiemelten köszönetet mondani a szakmai háttér jobb megismerése érdekében tett munkájáért és a nyelvi lektorálásért!

Szeretném köszönetemet kifejezni az alábbi személyeknek is, akik szakmai útmutatással, adatközléssel, technikai segítséggel, sokszor pedig professzionális szaktudásukkal járultak hozzá e munka megvalósulásához. *Aleksza Róbert, Aradi Eszter, Balázs Réka, Dr. Biró Marianna, Biró Csaba, Dr. Deák József Áron, Dr. Farkas Jenő Zsolt, Dr. Fazekas Mihály, Folberth Gergely, Dr. Gulyás Ágnes, Dr. Iványosi Szabó András, Dr. Hoyk Edit, Dr. Kanalas Imre, Dr. Kitka Gergely, Kovácsóczy Bernadett, Dr. Kovács András Donát, Kőhalmi Fruzsina, Papp László, Pádárné Dr. Török Éva, Pánya István, Pór László, Sipos Ferenc, Dr. Szilassi Péter, Újházi Noémi, Dr. Szilágyi Zsolt*, és még sokan mások.

Rendkívül hálás vagyok a *Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság vezetőinek*, hogy biztosították a tanulmányaim folytatását, és az igazgatóság minden természetvédő szakemberének, hogy formálták a gyakorlati szemléletmódot a táj- és természetvédelem terén. Végül, de nem utolsó sorban, köszönöm Szüleimnek, Testvéremnek és Nagymamámnak a családi támogatást!

Felhasznált irodalom

- Akinci, H., Özalp, A.Y., Turgut, B. 2013: Agricultural land use suitability analysis using GIS and AHP technique. *Computers and Electronics in Agriculture*, 97, 71–82.
- Antrop, M. 2005: Why landscapes of the past are important for the future. *Landscapes and Urban Planning* 70. 21–34.
- Antrop, M. 2008: Landscapes at risk: about change in the European landscapes. In: Dostal, P. (ed.): *Evolution of Geographical systems and Risk Processes in the Global Context*. Charles University in Prague. Faculty of Science, Prague. pp. 57–79.
- Arndtné Lőrinci R., Kristóf D. 2004: A természetvédelmi szempontú mezőgazdálkodás földhasználati rendszerének fejlesztése Bonyhád külterületének példáján. *Tájökológiai Lapok* 2. (1) pp. 109–139.
- Asselen, S.V., Verburg P.H., Vermaat J.E., Janse J.H. 2013: Drivers of Wetland Conversion: a Global Meta-Analysis. *PLoS ONE* 8, 11, e81292.10.1371/journal.pone.0081292
- Ángyán J. 2003: A környezet- és tájgazdálkodás agroökológiai, földhasználati alapozása (Magyarország integrált földhasználati zónarendszerének kialakítása). MTA doktori értekezés, Szent István Egyetem, Környezet és Tájgazdálkodási Intézet, Gödöllő. 163 p.
- Ángyán J., Podmaniczky L., Németh T., Márkus F., Nagy Sz., Fésűs I., Tar F., Vajnáné Madarassy A., Skutai J., Belényesi M., Klár Z., Érdiné Szekeres R., Büttner Gy., Csonka B., Nagy G., Kristóf D., Schneller K., Kis Zs., Harkányiné Székely Zs., Ferencsik I., Pataki Zs. 2004: Magyarország földhasználati zónarendszerének kialakítása. In: Ángyán J.–Menyhért Z. (szerk.): *Alkalmazkodó növénytermesztés, ésszerű környezet- és tájgazdálkodás*, Szaktudás Kiadó Ház, Budapest, pp. 443–461.
- Barczy, A., Csorba, P., Lóczy, D., Mezősi, G., Konkoly Gy., Bardóczné Székely, E., Csima, P., Kollányi, L., Gergely, E., Farkas, Sz., Barczy, A., Ángyán, J., Podmaniczky, L., Pirkó, B., Joó, K., Centeri, Cs., Grónás, V., Vona, M., Pető, Á. 2008: Suggested landscape and agri-environmental condition assessment. *Tájökológiai Lapok* 6. (1–2) pp. 77–94.
- Bartha D., Oroszi S. 2007: Erdőink sorsa napjainkig. In: Járainé Komlódi M. (főszerk.): *Pannon Enciklopédia. Magyarország növényvilága*. Urbis Könyvkiadó, Budapest pp. 226–227.
- Bastian, O., Bernhardt 1993: Anthropogenic landscape changes in Central Europe and the role of bioindication. *Landscape Ecology* 8. pp. 139–151.
- Bastian, O., Schreiber, K.-F. (eds.) 1999: *Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft*. Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag. 564 p.
- Bastian, O., Röder, M. 2002: Landscape functions and natural potentials. In: Bastian, O., Steinhardt, U. (eds): *Development and perspective of landscape ecology*. Springer Science and Business Media, Dordrecht pp. 213–230.
- Bastian, O., Haase, D., Grunewald 2012: Ecosystem properties, potentials and services – The EPPS conceptual framework and an urban application framework. *Ecological Indicators* 21. pp. 7–16.
- Bata T. 2013: A közepes méretarányú tájökológiai egységek határainak matematikai-statisztikai alapú vizsgálata. PhD értekezés. Szegedi Tudományegyetem, Földtudományok Doktori Iskola. 124 p.
- Báthoryné Nagy I. R. 2005: Kisvízfolyás-rendezések tájvédelmi szempontjai. *Tájökológiai Lapok* 3. (1) pp. 27–35.
- Baude, M., Meyer, B. C. 2010: Changes of landscape structure and soil production function since the 18th century in North-West Saxony. *Journal of Environmental Geography* 3. (1–4) pp. 11–23.
- Becsei J. 1996: Az alföldi tanyarendszer történeti földrajza (Vázlat). In: Frisnyák S. (szerk.): *A Kárpát-medence történeti földrajza*, Nyíregyháza, pp. 171–197.
- Beck T. 2005: A filoxéravész Magyarországon. *Mezőgazdaságtörténeti Tanulmányok* 10. Magyar Mezőgazdasági Múzeum, Budapest 174 p.
- Bedő A. 1885: A magyar állam összes erdősegeinek átnézeti térképe az egyes községek határában uralkodó főfajok kitüntetésével. M=1: 360.000, Bp.
- Bedő A. 1896: A magyar állam összes erdősegeinek átnézeti térképe az egyes községek határában uralkodó főfajok kitüntetésével. M=1: 360.000, Bp. (2. kiadás)
- Beierkuhlein, C. 2002: Nature conservation. In: Bastian, O., Steinhardt, U. (eds): *Development and perspective of landscape ecology*. Springer Science and Business Media, Dordrecht pp. 373–385.
- Beluszky P. 2000: Városok, falvak, tanyák. In: Enyedi Gy. (szerk.): *Magyarország az ezredfordulón: Ország tanulmány*. CEBA, Budapest pp. 240–266.
- Beluszky P. 2001: A Nagyalföld történeti földrajza. *Dialógus Campus Kiadó* 274 p.
- Bende L. 1929: A kecskeméti szőlő- és gyümölcsstermesztés fejlődéstörténete. *Kecskeméti Közlöny Nyomda és Lapkiadóvállalat* 286 p.
- Benedict, M. A., McMahon, E.T. 2001: Green infrastructure: smart conservation for the 21st century. *Sprawl Watch Clearinghouse*, Washington DC 32 p.
- Berényi I. 1980: A területhasznosítás átalakulásának főbb irányai az Alföldön. *Alföldi Tanulmányok* 4. pp. 63–84.
- Berényi I. 1993a: A területhasznosítás új problémái az Alföldön. *Alföldi Tanulmányok* 15. pp. 63–74.
- Berényi I. 1993b: Az Alföld földhasznosítási szerkezetének várható alakulása. *Tér és Társadalom*. 7. (3–4) pp. 67–76.
- Berényi I. 2000a: A terület- és földhasználat az új érdekvizonyok hálójában. In: Dövényi Z. (szerk.): *Alföld és nagyvilág: Tanulmányok Tóth Józsefnek*. Budapest: MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, pp. 169–182.

- Berényi I. 2000b: A kultúrtájvédelem új szempontjai az EU-ban. In: Kovács T. (szerk.): Integrált vidékfejlesztés: V. Falukonferencia. Pécs: MTA Regionális Kutatások Központja, pp. 259–264.
- Berényi I. 2001: Kultúrtáj-kutatás európai dimenzióban. A Magyar Földrajzi Konferencia tudományos közleményei, SZTE TTK Természeti Földrajzi Tanszék, CD kiadvány, Szeged (ISBN 963 482 544-3)
- Berényi I. 2006: Az alföldi kultúrtájak értékelésének szükségessége és lehetősége. In: Győri R.–Hajdú Z. (szerk.): Kárpát-medence: települések, tájak, régiók, térsztruktúrák. Budapest–Pécs, Dialóg Campus Kiadó - MTA RKK, pp. 141–155.
- Bičík, I., Kupková, L., Jeleček, L., Kabrda, J., Štych, P., Janoušek, Z., Winklerová, J. 2015: Land Use Changes in the Czech Republic 1845–2010. Socio-Economic Driving Forces. Springer, 215 p.
- Biró M. és mtsai 2000: A Duna-Tisza köze becsült aktuális élőhelytérképe. Kézirat, Vácrátót
- Biró M. 2003: Pillantás a múltba: a Duna-Tisza közti homokbuckások tájtörténete az elmúlt kétszázötven évben. In: Molnár Zs. (szerk.): A Kiskunság száraz homoki növényzete. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 71–82.
- Biró M. 2006: A történeti térképekre alapuló vegetációrekonstrukció és alkalmazásai a Duna-Tisza közén. PhD értekezés. Pécsi Tudományegyetem, Biológia Doktori Iskola. 139 p.
- Biró M. 2008: A Duna-Tisza köze fászáru vegetációjának átalakulása a 18. század óta, különös tekintettel a száraz homokterületekre. In: Kröel-Dulay Gy., Kalapos T., Mojzes A. (szerk.): Talaj-vegetáció-klíma kölcsönhatások. Köszöntjük a 70 éves Láng Editet. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót, pp. 23–38.
- Biró M., Molnár Zs. 2009: Az Alföld erdei a folyószabályozások és az alföldfásítás előtti évszázadban. In: Kázmér M. (szerk.): Az elmúlt 500 év környezeti eseményei történeti és természettudományi források tükrében. Hantken kiadó, Budapest, pp. 169–206.
- Biró M. 2011: Változástérképek használata tíz év alatt bekövetkezett élőhelypusztulási tendenciák kimutatására a Kiskunsági-homokhátság területén. Tájékológiai Lapok 9. (2.) pp. 357–374.
- Biró M., Molnár Zs. 1998: A Duna-Tisza köze homokbuckásainak tájtípusai, azok kiterjedése, növényzete és tájtörténete a 18. századtól. Történeti Földrajzi Füzetek 5. pp. 1–34.
- Biró M., Révész A. és mtsai 2005: A Duna-Tisza köze aktuális élőhelytérképe. Folttérkép és 1: 400 000 méretarányú, áttekintő térkép, MTA ÖBKI, Vácrátót.
- Biró M., Horváth F., Révész A., Molnár Zs., Vajda Z. 2011: Száraz homoki élőhelyek és átalakulásuk a Duna-Tisza közén a 18. századtól napjainkig. In: Verő Gy. (szerk.): Természetvédelem és kutatás a Duna-Tisza közti homokhátságon. Rosalia 6. pp. 383–421.
- Biró M., Papp O., Horváth F., Molnár Zs., Bagi I., Czucz B. 2006: Élőhelyváltozások az idő folyamán. In: Török K. – Fodor L. (szerk.): A Nemzeti Biodiverzitás Monitorozás Eredményei I. KvVM TVH, Bp., pp. 51–66.
- Biró, M., Sztár, K., Horváth, F., Bagi, I., Molnár, Zs. 2013a: Detection of long-term landscape changes and trajectories in a Pannonian sand region: comparing land-cover and habitat-based approaches at two spatial scales. Community Ecology 14. (2) 219–230.
- Biró, M., Czucz, B., Horváth, F., Révész, A., Csátri, B., Molnár, Zs. 2013b: Drivers of grassland loss in Hungary during the post-socialist transformation (1987–1999). Landscape Ecology 28. (5) 789–803.
- Biró M. 2015: A Homokhátság természeti képe az elmúlt évszázadokban. In: Iványosi Szabó A. (szerk.): A Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság negyven éve. Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság, Kecskemét pp. 209–225.
- Biró M., Iványosi Szabó A., Molnár Zs. 2015: A Duna-Tisza köze tájtörténete. In: Iványosi Szabó A. (szerk.): A Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság negyven éve. Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság, Kecskemét pp. 41–58.
- Blanka V., Mezösi G. 2012: A klímaváltozás várható környezeti hatásai az Alföldön. In: Nyári D. (szerk.): Kockázat – Konfliktus – Kihívás. A VI. Magyar Földrajzi Konferencia, a MERIEXWA nyitókonferencia és a Geográfus Doktoranduszok Országos Konferenciájának Tanulmánykötete. Szeged. pp. 60–71.
- B. Kiss J. 2013: Kecskemét történeti kronológiája. Publio (ISBN: 9786155275777) 36 p.
- Boros E. 1999: A magyarországi szikes tavak és vizek ökológiai értékelése. Acta Biol. Debr. Oecol. Hung. 9. pp. 13–80.
- Borsy Z. 1977: A Duna-Tisza közti hátság homokformái és a homokmozgás szakaszai. Alföldi Tanulmányok 1. pp. 43–56.
- Bölöni J., Kun A., Molnár Zs. 2003: Élőhelyismereti Útmutató 2.0. (MÉTA program anyag). Kézirat. MTA-ÖBKI, Vácrátót. 157 p.
- Bölöni J., Molnár Zs., Kun A. 2011: Magyarország élőhelyei. Vegetációtípusok leírása és határozója. ÁNÉR 2011. MTA-ÖBKI, Vácrátót. 441 p.
- Chang-Martínez, L. A., Mas, J. F., Valle, N. T., Torres, P. S. U., Folan, W. J. 2015: Modeling Historical Land Cover and Land Use: A Review from Contemporary Modeling. ISPRS International Journal of Geo-Information, 4(4), 1791–1812.
- Costanza, R., Farber, S.C., Maxwell, J. 1989: Valuation and management of wetland ecosystems. Ecological Economics, 1, 335–361.
- Constanza, R., D’Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O’Neill, R., Paruelo, J., Rasjkin, R., Sutton, P., Van Den Belt, M. 1997: The values of the world’s ecosystem services and natural capital. Nature 387: 253–260.

- Csatári B. 2004: A tanyák változásairól általában. In: Csatári Bálint – Kiss Attila (szerk.) 2004: Tanyai kaleidoszkóp. A 2002-2003. évi tanyakollégium munkájának eredményei. Kecskemét, MTA RKK Alföldi Tudományos Intézet. pp. 6–18.
- Csatári B. 2006a: A magyar tanyák fejlődése és napjaink alföldi szóróványtelepülései. In: Kanalas I. (szerk.): A homokhátsági tanyák jelene és progresszivitásuk kérdései. Tanyakutatás 2005. Kutatási jelentések 5. MTA RKK ATI, Kecskemét pp. 1–18.
- Csatári B. 2006b: Településföldrajzi vázlat Kecskemétről, egykoron legnagyobb tanyás mezővárosunkról, 2000 táján. In: Blahó J.–Tóth J. (szerk.): Tanulmányok Mendől Tibor születésének 100. évfordulójára. Orosháza, Pécs, Mendől Tibor Centenárium Év Bizottsága, pp. 99–108.
- Csatári B. 2006c: Települési és társadalmi változások a Duna–Tisza közti tanyákon. In: Győri R.–Hajdú Z. (szerk.): Kárpát-medence: települések, tájak, régiók, térstruktúrák. Budapest–Pécs, Dialóg Campus Kiadó - MTA RKK, pp. 123–137.
- Csatári, B., Farkas, J. 2008: Agrarian and rural development in Hungary, 1990–2005. Contemporary changes of agriculture in East-Central Europe. Polish Academy of Sciences Institute of Geography and Spatial Organization—Polish Geographical Society, Warsaw, pp. 147–164.
- Csatári 2009: Esettanulmány – Kecskemét és térsége. In: Ricz J., Salamin G., Sütő A., Hoffmann Cs., Gere L.: Koordinálatlan városnövekedés az együtt tervezhető térségekben: A települések lehetséges tervezési válasza, VÁTI, Budapest pp. 56–58., 78–140.
- Csatári B., Farkas J. 2012: A város-vidék peremzóna sajátos geográfiai jellemzői és konfliktusai Kecskemét példáján. In: Farsang A., Mucsi L., Keveiné Bárány I. (szerk.): Táj – érték, lépték, változás. Geolitera SZTE TTIK Földrajzi és Földtani Tanszékcsoport, Szeged pp. 197–209.
- Csatári, B., Farkas, J., Lennert, J. 2013: Land use changes in the rural-urban Fringe of Kecskemét after the Economic Transition. Journal of Settlements and Spatial Planning. 4. (2) pp. 15–159.
- Csatári B., Farkas J., Kovács A. 2016: Egy alföldi tanyás mezőváros terének dinamikus változásai Kecskemét példáján. Kókai S. (szerk.): A változó világ XXI. századi kihívásai: tanulmánykötet Prof. Dr. Hanusz Árpád egyetemi tanár 70. születésnapja tiszteletére. Nyíregyházi Egyetem Turizmus és Földrajztudományi Intézet, Nyíregyháza pp. 89–111.
- Cseh, V., Kiss, M., Tanács, E. 2014: Carbon sequestration of floodplain forests: a case study from Hungary, Maros river valley. TISCA (Szeged) 40. pp. 3–10.
- Csmez A. 1996: Tájtervezés–tájrendezés. Mezőgazda Kiadó, Budapest 296 p.
- Cserni I. 1995: Az ökológiai adottságokhoz alkalmazkodó gazdálkodás távlatai a Duna–Tisza közén. Agrokémia és talajtan. 44. (3–4) pp. 539–544.
- Cserni I., Buzás I., Hüvely A., Hoyk E., Borsné Pető J. 2011: A Duna–Tisza közti lepelhomok talajok környezethez alkalmazkodó talajhasználat. In: Farsang A., Ladányi Zs. (szerk.): Talajvédelem. Talajaink a változó természeti és társadalmi hatások között. Magyar Talajvédelmi Alapítvány–Magyar Talajtani Társaság, Budapest–Gödöllő pp. 187–193.
- Csima P. 1993: Az általános tájvédelem és a természetvédelem. Öko 4. (2–3) pp. 12–18.
- Csima P. 1998: Az egyedi tájértékek kataszterezésének tájépítészeti szempontjai. In: Csima P.–Mezősi G.: Tudományos szempontok az egyedi tájértékek kataszterezéséhez. (Gallé László közreműködésével.) KTM Természetvédelmi Hivatal, Budapest 49 p. + 20 melléklet
- Csima P. 2008: Tájvédelmi szabályozás a településrendezési tervekben. In: Csorba P.–Fazekas I. (szerk.): Táj kutatás–tájökológia. Meridián Alapítvány. Debrecen, pp. 401–408.
- Csima P. 2012: Tájvédelmi célú tájkarakter-elemzések rurális tájban. In: Farsang A., Mucsi L., Keveiné Bárány I. (szerk.): Táj – érték, lépték, változás. Geolitera SZTE TTIK Földrajzi és Földtani Tanszékcsoport. Szeged, pp. 51–61.
- Csorba P. 2000: A tájökológiai szemlélet érvényesülése a tájvédelemben. In: Táj kutatási irányzatok Magyarországon, Tiszteletkötet Marosi Sándor akadémikus 70. születésnapjára, Schweitzer F.–Tiner T. (Szerk.) MTA FKI, pp. 25–35.
- Csorba P. 2002: Összeurópai programok a táji változatosság kutatására. Földrajzi Közlemények 126. (1–4) pp. 1–13.
- Csorba P. 2003a: Lehetőségek a tájképi érték monetáris kifejezésére. Tájökológiai Lapok 1. (1) pp. 7–17.
- Csorba P. 2003b: Magyarország középtájakainak várható területhasználati változása az Európai Unióhoz történő csatlakozás következtében. In: Csorba P. (szerk.) Környezetvédelmi Mozaikok Tiszteletkötet Dr. Kerényi Attila 60. születésnapjára. Debrecen, pp. 243–255.
- Csorba P. 2004: A magyarországi tájak változásának prognózisa a XXI. századra. Magyar Földrajzi Konferencia, Szeged, CD melléklet pp. 321–329.
- Csorba P. 2006: Indikátorok az ökológiai tájszerkezet és tájműködés jellemzésére. In: Kiss A.–Mezősi G.–Sümei Z. (szerk.): Táj, környezet és társadalom. Ünnepi tanulmányok Keveiné Bárány Ilona professzor asszony tiszteletére. SZTE, Szeged pp. 117–122.
- Csorba P. 2008: Tájmetriai mérések felhasználási lehetőségei. In: Csorba P.–Fazekas I. (szerk.): Táj kutatás–tájökológia. Meridián Alapítvány. Debrecen, pp. 65–72.
- Csorba P. 2010: Tájvédelmi törekvések Európában. In: Szilassi P. – Henits L. (szerk.): Tájváltozás értékelési módszerei a XXI. Században. Tudományos konferencia és műhelymunka tanulmányai, 2010, Szeged (<http://www.geo.u-szeged.hu/tajvaltozas>) pp. 103–107.

- Csorba P. 2011: Az Alföld tájváltozásának tendenciái. In: Rakonczai J. (szerk.): Környezeti változások és az Alföld. Nagyalföld Alapítvány kötetek 7. Nagyalföld Alapítvány Békéscsaba, pp. 149–158.
- Csorba P. 2013: A tájtervezés földrajzi alapjai. In: Csorba P., Horváth G., Lóczy D., Mezősi G., Mucsi L., Szabó M.: Geoökológiai tájtervezés elméleti és gyakorlati kérdései. TÁMOP-4.1.2.A/1-11/1 MSc Tananyagfejlesztés. Szegedi Tudományegyetem. pp.21-53. http://www.tankonyvtar.hu/hu/tartalom/tamop412A/2011_0025_geo_3/adatok.html
- Csorba P. 2016: A Nemzeti Tájstratégia kidolgozásának előzményei. *Acta Climatologica et Chorologica* 50/B. pp. 29–36.
- Csorba P., Novák T., Kalenyák E. 2001: A magyar tájak védelme az európai uniós csatlakozás küszöbén. A Magyar Földrajzi Konferencia tudományos közleményei, SZTE TTK Természeti Földrajzi Tanszék, CD, Szeged (ISBN 963 482 544-3)
- Csorba, P., Szabó, J., Bodnár, R., Szilágyi, Zs., Szabó, Gy., Szabó, Sz., Novák, T., Fazekas, I. 2008: „Red Book” of the Hungarian Landscapes. Atlas of the threats on the natural functioning of the 229 hungarian microregions. Methods of landscape research, Dissertations Commission of Cultural Landscape, No. 8. Plit, J. and Andreychouk, V. (Eds.) Sosnowiec, pp. 43–60.
- Csorba P., Ádám Sz., Bartos-Elekes Zs., Bata T., Bede-Fazekas Á., Czucz B., Csima P., Csüllög G., Fodor N., Frisnyák S., Horváth G., Illés G., Kiss G., Kocsis K., Kollányi L., Konkoly-Gyuró É., Lepesi N., Lóczy D., Malatinszky Á., Mezősi G., Mikešy G., Molnár Zs., Pásztor L., Somodi I., Szegedi S., Szilassi P., Tamás L., Tirászi Á., Vasvári M. 2018: Tájak. In: Kocsis Károly (főszerk.): Magyarország Nemzeti Atlasza: természeti környezet. Budapest, MTA CSFK Földrajztudományi Intézet. pp. 112–129.
- Csőszi M., Babus F., Duhay G., Kellner Sz., Kiss G. 2014: Tájvédelmi kézikönyv. Tájvédelmi szempontok vizsgálata hatósági eljárásokban. (http://www.termeszetvedelem.hu/_user/browser/File/Taj/Tajvedelmi_kezikonyv_4_kiadas_201405.pdf) Letöltés időpontja: 2015.12.01.
- Darby, S., Torre, A. 2011: Land-use conflicts and the sharing of resources between urban and agricultural activities in the Greater Paris Region. Results based on information provided by the daily regional press. *Towns in a rural world*, 25-43.
- Deák J. Á. 2007: A Kiskunsági-löszöshát és a Kónyaszék növényzeti, tájöldrajzi adottságai. Molnár Zs., Deák J. Á., Csathó A. I., Horváth D., Szabó-Szöllősi T., Tóth T., Pándi I. (szerk.): VIII. MÉTA-túra túravezető füzet. MTA-ÖBKI, Vácrátót.
- Deák J. Á. 2010: Csongrád megye kistájainak élőhelymintázata és tájökológiai szempontú értékelése. PhD értekezés. Szegedi Tudományegyetem, Földtudományok Doktori Iskola. 125 p.+mellékletek
- de Groot, R. 1992: Functions of nature. Wolters-Noordhoff, Amsterdam 315 p.
- de Groot, R. S., Wilson, M. A., Boumans, R. M. J. 2002: A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. – *Ecological Economics*, 41. 393–408.
- de Groot, R. 2006: Function-analysis and valuation as a tool to assess land use conflicts in planning for sustainable, multi-functional landscapes. *Landscape and Urban Planning* 75. pp. 175–186.
- Demény K., Centeri Cs., Szalai D. 2016: Analysis of land stability and land-use change processes in the 19–20th centuries: a case study in Gödöllő Hillside, Hungary. *Acta Universitatis Sapientiae Agriculture and Environment* 8. pp 39–49.
- Dévai Gy., Dévai I., Felföldy L., Wittner I. 1992: A vízminőség fogalomrendszerének egy átfogó koncepciója 3. rész: Az ökológiai vízminőség jellemzésének lehetőségei. *Acta biol. Debr., Suppl. oecol. hung.* 4. 49–185.
- Dóka R. 2006a: A homokhátsági tájak természeti környezeti vonatkozásai. *A falu*. 31. (2) pp. 43–51.
- Dóka R. 2006b: A vizes élőhelyek és a szántógazdálkodás tájhasználati konfliktusa a Duna-Tisza közén. In: Kiss, A., Mezősi, G. & Sümegi, Z., eds.: Táj, környezet és társadalom. Ünnepi Tanulmányok Keveiné Bárány Ilona professzor asszony tiszteletére. Szeged SZTE. pp. 155–165.
- Dóka R. 2011: Tájhasználati változások, tájértékek és tájvédelem a Duna-Tisza közén. In: Rakonczai J. (szerk.): Környezeti változások és az Alföld. Nagyalföld Alapítvány kötetek 7. Nagyalföld Alapítvány Békéscsaba, pp. 315–325.
- Dóka, R., Aleksza, R. 2011: The temporal variety and variability of land cover from the second half of the 19th century in the region of Kecskemét. *Acta Climatologica et Chorologica* 44–45. pp. 31–39.
- Dóka R., Iványosi Szabó A. 2015: A természeti földrajzi környezet. In: Iványosi Szabó A. (szerk.): A Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság negyven éve. Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság, Kecskemét pp. 16–30.
- Dóka R., Aleksza R., Köhalmi F., Keveiné Bárány I. 2010: A tájváltozások és a társadalmi-gazdasági viszonyok alakulásának összefüggései a Duna-Tisza köze középső részén. In: Szilassi P., Henits L. (szerk.): Tájváltozás értékelési módszerei a XXI. században. Tudományos konferencia és műhelymunka tanulmányai, 2010. JATEPress, Szeged (<http://www.geo.u-szeged.hu/tajvaltozas>) pp. 159–179.
- Dömsödi J. 2006: Földhasználat. Dialóg Campus Kiadó, Budapest–Pécs, 448 p.
- Dövényi Z. (szerk.) 2010: Magyarország kistájainak katasztere. Második átdolgozott és bővített kiadás, MTA FKI. 876 p.
- Dramstad, W., Tveit, M. S. 2015: Landscape as Product or Process? In: Jørgensen, K.–Clemetsen, M.–Thorén, K. H.–Richardson, T. (eds.): *Mainstreaming Landscape through the European Landscape Convention*. Routledge Publisher 218 p.
- Drew, J. A. 2005: Use of Traditional Ecological Knowledge in Marine Conservation. *Conservation Biology*, 19, 1286–1293.

- Duhay G. 2006: Megnyílt az út. Az Európai Tájegyezmény. Falu – város – régió 3. pp. 13–17.
- Duhay G., Csősz M., Kincses K. (szerk.) 2007: Tájvédelmi kézikönyv. KvVM Természet- és Környezetmegőrzési Szakállamtitkárság (2. kiadás), Budapest, 87 p.
- Duray B. 2009: Tájdinamikai vizsgálatok – a tájhasználat-változás és regenerációs potenciál összefüggéseinek modellezése. Doktori (PhD) értekezés. SZTE, Éghajlattani és Tájföldrajzi Tanszék (Földtudományok Doktori Iskola) Szeged, 136 p.
- Duray B. 2011: Várható tájhasználati változások a Dél-Alföldön. In: Rakonczai, J. (szerk.): Környezeti változások és az Alföld. Nagyalföld Alapítvány. Békéscsaba, pp. 181–188.
- Dumanski, J., Onofrei, C. 1989: Techniques of crop yield assessment for agricultural land evaluation. *Soil Use and Management*, 5, 9–16.
- EEA – European Environment Agency 2019: Corine Land Cover (CLC) 2018, Version 20. Corine Land Cover Change (CHA) 2012–2018, Version 20. A megbízó EEA hazai együttműködő partnere: Budapest Főváros Kormányhivatala Földmérési, Távérzékelési és Földhivatali Főosztálya
- ELC – European Landscape Convention 2000: European Treaty Series - No. 176. Council of Europe. Flor., 7 p.
- Eliasson, Å. 2007: Review of Land Evaluation Methods for Quantifying Natural Constraints to Agriculture. The Institute for Environment and sustainability, Joint Research Centre, Ispra, Italy. EUR 22923 EN-2007. 50 p.
- Eperjessy K. 1979: Bács-Kiskun, illetve a hajdani Bács-Bodrog megye a II. József-kori országleírásban. In: Iványosi-Szabó T. (szerk.): Bács-Kiskun megye múltjából 2. pp. 585–670.
- Erdei F. 1976: Magyar tanyák. Akadémiai Kiadó, Budapest, 270 p.
- Eremiášová R., Skokanová H. 2009: Land use changes (recorded in old maps) and delimitation of the most stable areas from the perspective of land use in the Kašperské Hory region. *Journal of Landscape Ecology* 2. (1) pp. 20–33.
- FAO 1976: A framework for land evaluation. FAO soils bulletin, Rome, Italy. 32 p.
- Farkas J. 2006: A művelési ágak változásai a Homokhátságon. *A Falu* 21. (2) pp. 79–88.
- Farkas J. 2010: Agrár- és vidékföldrajzi kutatások Bács-Kiskun megyei példákkal. PhD értekezés. Szegedi Tudományegyetem, Földtudományok Doktori Iskola. 179 p.
- Farkas J., Csatári B. 2009: A területhasználat változásai. *Gazdálkodás*. 53. (5) pp. 413–423.
- Farkas J., Lenner T. 2015: A földhasználat-változás modellezése és előrejelzése Magyarországon. In: Czirfusz M., Hoyk E., Suvák A. (szerk.): Klímaváltozás – társadalom – gazdaság. Hosszú távú területi folyamatok és trendek Magyarországon. Pécs. Publikon Kiadó, pp. 193–221.
- Farshad, A., Barrera-Bassols 2003: Historical anthropogenic land degradation related to agricultural systems: case studies from Iran and Mexico. *Geografiska Annaler*, 85A, 277–286.
- Fazekas I., Csorba P. 2003: Tájvédelmi feladatok a létavérsi Mosonta-kert példáján I. (Problémafelvetés). *Tájökológiai Lapok* 1. (2) pp. 203–216.
- Feranec, J., Soukup, T., Taff, G., N., Steyh, P., Bicik, I. 2016: Overview of changes in land use and land cover in Eastern Europe. In: Gutman, G., Radeloff, V. (eds.): *Land-Cover and Land-Use Changes in Eastern Europe after the Collapse of the Soviet Union in 1991*. pp. 13–33.
- Fiala K., Blanka V., Ladányi Zs., Szilassi P., Benyhe B., Dolin J., Pálfi I. 2014: Drought severity and its effect on agricultural production in the Hungarian-serbian cross-border area. *Journal of Environmental Geography* 7. 3–4. pp. 43–51.
- Filep Gy. 1999: Talajjavítás. In: Stefanovits P. (szerk.): *Talajtan*. Mezőgazda Kiadó, Budapest pp. 347–362.
- Filepné Kovács, K., Sallay, Á., Valánszki I. 2013: Landscape in the spatial planning system of European countries. In: Fábos, J. G., Lindhult, M., Ryan R.L., Jacknin M. (eds): *Proceedings of Fábos Conference on Landscape and Greenways Planning 2013: Pathway to Sustainability*. University of Massachusetts, Amherst pp. 64–73.
- Fischer G., van Velthuisen H.T., Shah M., Nachtergaele F.O. 2002: Global Agro-ecological Zones Assessment for Agriculture in the 21st Century: Methodology and Results, IIASA Research Report RR 02-02. IIASA and FAO, Laxenburg, Austria
- Forman, R. T. T., Godron, M., 1986: *Landscape Ecology*. John Wiley and Sons, New York 619 p.
- Fórizs J.-né, Máté F., Stefanovits P. 1971: Talajbonitáció-földértékelés. MTA Agrártudományi Osztályának Közleményei 30. (3) pp. 359–378.
- FÖMI 1989: Gauss-Krüger vetületű topográfiai térképek. Méretarány=1:25.000. Földmérési és Távérzékelési Intézet, Budapest
- FÖMI 1992–1996: EOTR topográfiai térképek (1976–1999). Méretarány=1:10.000. Földmérési és Távérzékelési Intézet, Budapest
- FÖMI 1996: Magyarország 1990–92. évre vonatkozó 1:100.000 méretarányú Corine felszínborítási adatbázisa (CLC1990). Földmérési és Távérzékelési Intézet, Projektvezető: Büttner György
- FÖMI 2000: Magyarország 2000. évi légifotózásának ortofotói. Földmérési és Távérzékelési Intézet, Budapest
- FÖMI 2003: Magyarország 1998–99. évre vonatkozó 1:50.000 méretarányú Corine felszínborítási adatbázisa (CLC50). Földmérési és Távérzékelési Intézet, Projektvezető: Büttner György
- FÖMI 2004: Magyarország 2000. évre vonatkozó 1:100.000 méretarányú Corine felszínborítási adatbázisa (CLC2000), valamint az 1990 és 2000 közötti felszínborítási változások (CLC-változás1990–2000). Földmérési és Távérzékelési Intézet, Projektvezető: Büttner György
- FÖMI 2005: Ortofotók. Méretarány ≈ 1: 10 000. Földmérési és Távérzékelési Intézet, Budapest

- FÖMI 2008: 2008. évi külterületi és belterületi vektoros ingatlan-nyilvántartási adatbázis (KÜVET, BEVET). Méretarány = 1: 1000, 1: 4000. Földmérési és Távérzékelési Intézet, Budapest
- FÖMI 2009: Magyarország 2006. évre vonatkozó 1:100.000 méretarányú Corine felszínborítási adatbázisa (CLC2006), valamint a 2000 és 2006 közötti felszínborítási változások (CLC-változás2000–2006). Földmérési és Távérzékelési Intézet, Projektvezető: Büttner György
- FÖMI 2014: Magyarország 2012. évre vonatkozó 1:100.000 méretarányú Corine felszínborítási adatbázisa (CLC2012), valamint a 2006 és 2012 közötti felszínborítási változások (CLC-változás2006–20012). Földmérési és Távérzékelési Intézet, Projektvezető: Büttner György
- FÖMI 2016: Copernicus földfelszín monitorozás (Land Monitoring Services) adatbázisai – Kecskemét (Urban Atlas 2006, 2012). Földmérési és Távérzékelési Intézet, Projektvezető: Büttner György
- Fördös L. 1934: Kecskemét települési és gazdaságföldrajzi képe a XVIII. század végén. Első Kecskeméti Hírlapkiadó- és Nyomda-Részvénytársaság, Kecskemét, 21 p.
- Frisnyák S. 1990: Magyarország történeti földrajza. Tankönyvkiadó, Budapest 213 p.
- Frisnyák S. 2001: Antropogén tájformálás az Alföldön. A nyíregyházi Jósa András Múzeum évkönyve 43. pp. 555–568.
- Fuchs, R., Herold, M., Verburg, P.H., Clevers, J.G.P.W. 2013: A high-resolution and harmonized model approach for reconstructing and analysing historic land changes in Europe. *Biogeosciences*, 10, 1543–1559.
- Für L. 1983: Kertes tanyák a futóhomokon. Táj történeti tanulmány. Agrártörténeti tanulmányok 12. Akadémiai Kiadó 258 p.
- Gavrilidis, A. A., Grădinaru, S. R., Iojă, I. C., Carstea, E. M., Pătru-Stupariu, I. 2015: Land use and land cover dynamics in the periurban area of an industrialized East-European city. An overview of the last 100 years. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, 10 (4) pp. 29–38.
- Gábor I. 1979: A magyar térképszet az első világháború után. In: Gábor I., Horváth Á. (szerk.): A haditérképek története: Zrínyi Katonai Kiadó, Budapest, pp. 227–241.
- Gerei T. 1992: A Duna–Tisza közti homoktalajok termékenységének néhány problémája. *Földrajzi Értesítő* 41. (1–4) pp. 127–133.
- Gerencsér J. 1937: Kecskemét th. város Helvécia pusztájának állapotrajza. Kecskemét th. város községi népiskolai tanterülete, Kecskemét 16 p.
- Gerzánics A. 1984: Tájhasználati konfliktusok. In: *Zöldfelületgazdálkodás* 54. pp. 7–12.
- Grónás V., Fogarassy Cs. 2000: Védett területek mezőgazdasági földterület hasznosításának modellezése térinformatikai eszközökkel. *Földrajzi Értesítő* 49. (3–4) pp. 235–243.
- Gruber, L., Géczi, R. 1995: Landscape changes in the Tisza river valley from the 'Turkish Rule' to the 20th century. *Acta Geographica Szegediensis*, XXXV., 11–20.
- Gyalog L., Síkhegyi F. (szerk.) 2005: Magyarország földtani térképe, M=1:100.000 (FDT100). Magyar Állami Földtani Intézet kiadványa, Budapest
- Gyalog L. (szerk.) 2005: Magyar- és Magyarország fedett földtani térképéhez (az egységek rövid leírása), 1:100 000. (Közreműködött Budai T., Chikán G., Ivancsics J., Kaiser M., Koroknai B., Kovács S., Maigut V., Pelikán P., Síkhegyi F., Turczai G.) — A Magyar Állami Földtani Intézet Térképmagyarázó, Budapest, 188 p.
- Haase, G. 1978a: Tájhasznosítási feladatok tervezésének és megvalósításának ökológiai-földrajzi alapjai. *Földrajzi Közlemények* 26. (1–2) pp. 101–117.
- Haase, G. 1978b: Zur Ableitung und Kennzeichnung von Naturraumpotentialen. *Petermanns Geographische Mitteilungen* 122. (2) pp. 113–125.
- Havlíček, M., Pavelkova, R., Frajer, J. & Skokanová, H., 2014. The Long-Term Development of Water Bodies in the Context of Land Use: The Case of the Kyjovka and Trkmanka River Basins (Czech Republic). *Moravian Geographical Reports*, 22, 4, 39–50.
- Heltai N. 2006: Ébredő városrészek. Szeleifalu, Alsószéktó, Kiskeckemét, Homokbánya. Kiadta: Kiskeckemét-Szeleifalu Részönkormányzata és a Kecskeméti Lapok Kft. 150 p.
- Heumann, B.W., Walsh, S.J., Verdery, A.M., McDaniel, P.M., Rindfuss, R.R. 2013. Land Suitability Modeling using a Geographic Socio-Environmental Niche-Based Approach: A Case Study from Northeastern Thailand. *Annals of the Association of American Geographers*, 103(4): 10.1080/00045608.2012.702479.
- HIM 1783: I. Katonai Felmérés (1763–1787). Méretarány=1:28.800. Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtára, Budapest
- HIM 1860–1864: II. Katonai Felmérés (1806–1869). Méretarány=1:28.800. Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtára, Budapest
- HIM 1881–1883: III. Katonai Felmérés (1869–1887). Méretarány=1: 25000. Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtára, Budapest
- HIM 1941: Egységes korszerű csapattérképek (1940–1944). M=1:50.000. Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtára, Budapest
- HIM 1957–1959: Katonai Újfelmérés (1953–1959). M=1:25.000. Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtára, Budapest
- Homolka J. 1895: A Magyar Szent Korona országainak földmívelési térképe. m. k. Pénzügyminisztérium, m. k. Államnyomda, Budapest Méretarány=1:900.000
- Horváth G. 2008: Természeti, táji értékek számszerű minősítése. In: Csorba P.–Fazekas I. (szerk.): Táj kutatás-tájökológia. Meridián Alapítvány. Debrecen, pp. 73–85.

- Hoyk E. 2006: A szárazodás hatása a vegetáció alakulására homokhátsági szikes tavak példáján. In: Kiss A.–Mezősi G.–Sümegey J. (szerk.): Táj, környezet és társadalom: ünnepi tanulmányok Keveiné Bárány Ilona professzor asszony tiszteletére. SZTE, Szeged pp. 293–303.
- Hoyk E., Hüvely A., Pető J., Farkas Jenő Zs. Pölös E., Vecseri Cs. 2014: A Duna–Tisza közének aktuális környezetgazdálkodási problémái. *Gradus* 1. (1) pp. 195–206.
- Iojă, I.C., Osaci-Costache, G., Breuste, J., Hossu, C.A., Grădinaru, S.R., Onose, D.A., Nită, M.R. & Skokanová, H., 2018. Integrating urban blue and green areas based on historical evidence. *Urban Forestry & Urban Greening*, 34, 217–225.
- Ilyés Z. 1998: A tájhasználat változásai és a történeti kultúrtáj 18–20. századi változásai Gyimesben. PhD értekezés 120 p.
- Ilyés Z. 2001a: Gazdálkodásfüggő tájmintázatok. Genetikai – kvalitatív tájszerkezeti analízis Gyimes egy példaterületén. In: Ilyés Z., Keményfi R. (szerk.): A táj megértése felé. Tanulmányok a 75 éves Pinczés Zoltán professzor tiszteletére. DE Néprajzi Tsz. –EKF Földrajz Tsz., Debrecen-Eger 185–202.
- Ilyés Z. 2001b: Történeti földrajz – tájvédelem – tájtervezés (alkalmazott történeti földrajzi megközelítés) – Magyar Földrajzi Konferencia 2001 CD-rom, Szeged
- Ilyés Z. 2002: A történeti kultúrtáj védelmének feladatai a Székelyföldön. In: Herta É. (szerk.): A kulturális térségek szerepe a regionális fejlesztésben. Válogatás II. Székelyföld Konferencia előadásaiból 2001. október 10-12. Székelyföld 2000 Munkacsoport, Csíkszereda pp. 287–307.
- Ilyés Z. 2005: Az antropogén geomorfológiai értékek védelme a tájvédelem komplex feladatrendszerében. - In: Dobos A.–Ilyés Z. (szerk.): Földtani és felszínalaktani értékek védelme. A 2002. október 4-5-én az Eszterházy Károly Főiskola Földrajz Tanszéke szervezésében megrendezett Geomorfológus Találkozó előadásai. - EKF Földrajz Tanszék – EKF Környezettudományi Tanszék, Eger pp. 61–77.
- Iványosi Szabó A. 1994: A Duna–Tisza közti hátságon bekövetkezett talajvízszint-süllyedés hatása természetvédelmi területeinkre. In: Pálfi I. (szerk.): A Nagyalföld Alapítvány kötetek 3. A Duna–Tisza közti hátság vízgazdálkodási problémái, Nagyalföld alapítvány, Békéscsaba, 77–85.
- Iványosi Szabó A. 1996: A KNP természetföldrajzi környezete. In: Tóth K. (szerk.): 20 éves a Kiskunsági Nemzeti Park 1975–1995. pp. 17–36.
- Iványosi Szabó A. 2001: Antropogén táj- és életföldrajzi változások a Duna-Tisza között (tájtörténeti vázlat). In: Fodor L.–Tóth J.–Wilhelm Z. (szerk.): Ember és környezet - Elmélet, gyakorlat. Tiszteletkötet Lehmann Antal professzor úr 65. születésnapjára. – PTE-TTK-Földrajzi Intézet és Duna-Dráva NPI, pp. 201–207.
- Iványosi Szabó A., Hoyk E. 2016: Kecskeméti táj, kecskeméti tájváltozások. *Forrás* 48. (7–8) pp. 10–35.
- Iványosi-Szabó T. 2002: Kecskemét a kései feudalizmus korában. In: Bárh J. (szerk.): Kecskemét története 1849-ig. Kecskemét Megyei Jogú Város Önkormányzata 735 p.
- Jankó A. 2007: Magyarország katonai felmérései: 1763–1950. Argumentum, Budapest 196. p.
- Jakab P. 2006: A szántóföldi termőhelyek. In: Birkás M. (szerk.): Földművelés és földhasználat. Mezőgazda Kiadó, Budapest pp. 63–66.
- Jakucs P., Keresztesi Z., Marosi S., Pécsi M., Somogyi S. 1989: Tájtipusok. In: Pécsi (szerk.): Magyarország Nemzeti Atlasza. Kartográfiai Vállalat, Budapest pp. 90–91.
- Járó Z. 1966: A fajok hazai elterjedése. In: Babos I., Horváthné Prosz T., Járó Z., Király L., Szodfridt I., Tóth B.: Erdészeti termőhelyfeltárás és térképezés. Akadémiai Kiadó Bp., p. 120.
- Jeney I., Jassó F. 1983: Magyarország genetikai talajtérképe (M=1:200.000). Kartográfiai Vállalat, Budapest. Digitálisan: (<http://vektor.georgikon.hu/memnakh/>) (letöltés: 2016. január 30.)
- Joss, B.N., Hall, R. J., Sidders, D. M., Keddy, T. J. 2008: Fuzzy-logic modeling of land suitability for hybrid poplar across the Prairie Provinces of Canada. *Environmental Monitoring and Assessment*, 141, 79–96.
- Juhász A. 2005: A Duna–Tisza közti migráció és hatása a népi műveltségre. Móra Ferenc Múzeum, Szeged 404 p.
- Juhász I. 1998: Kecskemét város építéstörténete. Kecskemét Monográfia Szerkesztőség, Kecskemét. 362 p.
- Kalogirou, S. 2002: Expert systems and GIS: an application of land suitability evaluation. *Computers, Environment and Urban Systems*, 26, 89–112. *Int. J. Geo-Inf.* 7, 405; doi:10.3390/ijgi7100405
- Kalóczkai, Á. Pataki, Gy., Kelemen, E., Kovács, E., Fabók, V. 2015: A földhasználati konfliktusok tényezői és dinamikája védett természeti területeken, *Természetvédelmi Közlemények* 21, 97–107.
- Kanjir, U., Đurić, N., Veljanovski, T. 2018: Sentinel-2 Based Temporal Detection of Agricultural Land Use Anomalies in Support of Common Agricultural Policy Monitoring. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 7 (10), 405.
- KASIB Mérnöki Manager Iroda Kft. 2011: Fülöpháza településszerkezeti tervének és helyi építési szabályzatának felülvizsgálata (Helyi Építési Szabályzat, Szabályozási Terv, Településszerkezeti Terv + leírás és függelékek)
- Karancsi Z. 2004: A tájésztétika jelentősége. *Tájökológiai Lapok* 2. pp. 187–194.
- Karancsi Z. 2008: Tájértékelés: kérdőíves tájképmínősítés-elemzés. In: Csima P., Dublinszki-Boda B. (szerk.): Tájökológiai kutatások. A III. Magyar Tájökológiai Konferencia kiadványa. Budapesti Corvinus Egyetem Tájvédelmi és Tájrehabilitációs Tanszék, Budapest pp. 341–350.
- Karancsi Z., Horváth G., Kiss A. 2008: Tájésztétikai vizsgálatok a Medves-térség területén. Szakmai jelentés. Kézirat, 51 p.
- Karancsi Z. 2012: Tanyás tájkarakter, mint az Alföld jellegzetes tájképi értéke. In: Szentés Város komplex külterület-fejlesztési koncepciójának előkészítése. Kapitális Nyomdaipari és Kereskedelmi Kft., Debrecen, pp. 142–146.

- Kákonyi Á. 2015. A víztelenség vízrajza. In: Iványosi Szabó A. (ed.): A Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság negyven éve. Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság, Kecskemét, 16–30.
- Kelemen E., Lazányi O., Arany I., Aszalós R., Bela Gy., Czucz B., Kalóczkai Á., Kertész M., Megyesi B., Pataki Gy. 2015: Ökoszisztéma szolgáltatásokról a kiskunsági Homokhátság társadalmának szemszögéből. Természetvédelmi Közlemények 21. pp. 116–129.
- Keresztesi Z., Marosi S., Pécsi M., Somogyi S. 1989: Természeti tájak rendszertani felosztása. In: Pécsi M. (szerk.): Magyarország Nemzeti Atlasza. Kartográfiai Vállalat, Budapest. pp. 86–87.
- Kerényi A. 2004: Gondolatok a rendszerszemléletű táj kutatásról és az általános tájvédelemről Marosi Sándor kutatási eredményei tükrében. In: Dövényi Z.–Schweitzer F. (szerk.): Táj és környezet. MTA FKI, Budapest, pp. 243–254.
- Kerényi 2006: Kényelmetlen, de alapvető. A táj eltérő értelmezései és azok tervezési-védelmi jelentősége. Falu–város–régió 3. pp. 18–22.
- Kerényi A. 2007: Tájvédelem. Pedellus Tankönyvkiadó. Debrecen, 184 p.
- Kerényi A., Csorba P. 2012: A tájökölógiai kutatások szerepe a tájvédelemben és a kutatási eredmények gyakorlati hasznosításának feltételei. In: Farsang A., Mucsi L., Keveiné Bárány I. (szerk.): Táj – érték, lépték, változás. Geolitera SZTE TTIK Földrajzi és Földtani Tanszékcsoport, Szeged, pp. 19–32.
- Kertész Á. 2003: Tájökölógia. Holnap Kiadó. Budapest, 166 p.
- Kertész Á. 2010: Hogyan értékelhető a tájváltozás? In: Szilassi P., Henits L. (szerk.): Tájváltozás értékelési módszerei a XXI. században. Tudományos konferencia és műhelymunka tanulmányai, 2010. JATEPress, Szeged (<http://www.geo.u-szeged.hu/tajvaltozas>) pp. 125–134.
- Kertész Á, Papp S., Sántha A. 2001: Az aridifikáció folyamatai a Duna–Tisza közén. Földrajzi Értesítő 50. (1–4.) pp. 115–126.
- Kertész, Á., Madarász, B., Csepinszky B., Benke, Sz. 2010: The role of conservation agriculture in landscape protection. Hungarian Geographical Bulletin 59. (2) pp. 167–180.
- Kertész M., Kelemen E., Bíró M., Kovács-Láng E., Kröel-Dulay Gy. 2011: Ecosystem Services and Disturbance Regime as linkages between Environment and Society in the Kiskunság region. In: Nagy G. G., Kiss V.: Borrowing services from nature - Methodologies to evaluate ecosystem services focusing on Hungarian case studies. CEEweb for Biodiversity, Budapest, 91–110 pp.
- Keveiné Bárány I., Szebellédi T., Bíró Cs. 2004: Tájváltozások a Kolon-tó környékén. Földtani Kutatás 41. (3–4.) pp. 35–40.
- Kim, I., Arnhold, S. 2018: Mapping environmental land use conflict potentials and ecosystem services in agricultural watersheds. Science of the Total Environment, 630, 827–838.
- Kiss A. 2006: Tanyák a tájban. A falu. 31. (2) pp. 35–41.
- Kiss A. 2008: A Mezőcsáti Kistérség területhasználatának változása és földhasználati állandósága. In: Csorba P.–Fazekas I. (szerk.): Táj kutatás-tájökölógia. Meridián Alapítvány. Debrecen, pp. 139–148.
- Kiss M., Tanács E., Bárány Kevei I. 2011: Ecosystem services in Hungarian karst areas. Acta Climatologica et Chorologica 44–45. (1) pp. 41–49.
- Kiss M., Német Z. H., Bárány Kevei I., Czóbel D. 2014: Investigation of carbon sequestration processes of reconstructed grasslands and wetlands to aid ecosystem service-based decision making. In: Landscape Analysis and Planning: Springer Geographical Perspectives Series. Cha-Am: Springer International Publishing, 2015. pp. 159–175.
- KNPI 1998–2018: Természeti területek térinformatikai adatbázisa. (Adatfelvevők: Aradi E., Boros E., Máté A., Pál-Szabó F., Sipos F., Utassy T., Vajda Z.). Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság, Kecskemét
- KNPI 2001: Az Ágasegyházi-Orgoványi rétek és homokbuckák (KNP) ÁNÉR-térképe. Készült az Ágasegyházi-Orgoványi rétek és homokbuckák természetvédelmi kezelési tervéhez (írta: Tölgyesi I. és Kelemen J., szerk.: Bíró Cs.). Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság, Kecskemét
- KNPI 2010–2018: Egyedi tájérték felmérések Kerekegyháza, Ballószög, Helvécia, Orgovány közigazgatási területein. Excel adatbázisok (Adatfelvevő: Dóka Richárd). Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság, Kecskemét
- Kocsis M., Berényi Üveges J., Várszegi G., Sisák I. 2015: A MÉM NAK genetikai talajtérkép bemutatása és talajosztályozási kategóriáinak elemzése. Agrokémia és talajtan 64. (1) pp. 53–72.
- Kollányi L. 2012: Területrendezési tervek tájképvédelmi övezet lehatárolása módszertanának felülvizsgálata, adatbázis létrehozása. Budapesti Corvinus Egyetem Tájtervezési és Területfejlesztési Tanszék, Budapest 27 p.
- Koncz P. 2012: Duna menti tölgyesek restaurációja a klímaváltozás tükrében. In: Bakó G. (szerk.): A Duna menti tölgyesek restaurációjának lehetőségei. Ökolépték Mérnöki és Humán Szolgáltató Egyesület, Halásztelek pp. 49–87.
- Konkoly Gyuró É. 1994: Táj történeti feltárás a tájvédelem szolgálatában a Tokaj-hegylajai borvidék példáján. Simon I. – Boros L. (szerk.): Észak- és Kelet Magyarországi Földrajzi Évkönyv I. pp. 209–215.
- Konkoly-Gyuró É. 2008: A táj kutatás és a tájtervezés perspektívái az Európai Táj Egyezmény tükrében. In: Csorba P.–Fazekas I. (szerk.): Táj kutatás - Tájökölógia. Debrecen, pp. 31–43.
- Konkoly-Gyuró É., Tirászi Á., Wrbka T., Prinz, M., Renetzedler, Ch. 2010: Határon átvágó tájak karaktere. A Fertő-Hanság medence és Sopron térsége./Der Charakter grenzüberschreitender Landschaften. Das Fertő/Neusiedlersee-Hanság-Becken und die Region Sopron. Ny-Magyarországi Egyetem, Sopron 42 p.
- Konkoly-Gyuró É., Balázs P., Tirászi Á., Király G. 2016: Felszínborítás-változások a történelmi Magyarország tájain a 19. század közepétől napjainkig. In: Horváth, G. (szerk.): Tájhasználat és tájvédelem – kihívások és

- lehetőségek. A Budapesten, 2015. május 21–22. között zajlott VI. Magyar Tájökológiai Konferencia kiadványa. ISBN 978-963-284-778-8. pp. 87–96.
- Kovács A. D., Dóka R. 2018: Tanyák a tájban – gondolatok a tanyás térségek környezeti összefüggéseiről. *A Falu* 33. (3) pp. 61–72.
- Kovács, A. D., Hoyk, E., Farkas, J. Zs. 2017: Homokhátság – a semi-arid region facing with complex problem in the Carpathian basin. *European Contryside* 1. pp. 29–50.
- Kovács E., Pataki Gy., Kelemen E., Kalóczkai A. 2011: Az ökoszisztéma-szolgáltatások fogalma a társadalomkutató szemszögéből. *Magyar Tudomány* (7) pp. 780–787.
- Kovács F. 2009: Területhasználati változások a településegységek térségében – távérzékelési módszerek interpretációja. In: Ricz J., Salamin G., Sütő A., Hoffmann Cs., Gere L.: Koordinálatlan városnövekedés az együtt tervezhető térségekben: A települések lehetséges tervezési válasza, VÁTI, Budapest pp. 58–78.
- Kovács F. 2011a: Az alföldi területhasználat és változásainak értékelése. In: Rakonczai J. (szerk.): Környezeti változások és az Alföld. Nagyalföld Alapítvány kötetek 7. Nagyalföld Alapítvány Békéscsaba, pp. 159–166.
- Kovács F. 2011b: Természetvédelmi terület hidrogeográfiai változásvizsgálata térinformatikai alapokon, rövid és hosszú időtartamok összehasonlításával. *Tájökológiai Lapok* 9. (2) pp. 301–320.
- Kuemmerle, T., Levers, C., Erb, K., Estel, S., Jepsen, M. R., Müller, D., Plutzer, Ch., Stürck, J., Verkerk, P. J., Verburg, P. H., Reenberg, A. 2016: Hotspots of land use change in Europe. *Environmental Research Letters*, 11(6), 064020
- Kuti L., Körössy L., Szepesházy K. 1981: Az Alföld földtani atlasza. Kecskemét, MÁFI Budapest p. 11, [19] térkép
- Kuti L., Körössy L. 1989: Az Alföld földtani atlasza. Dunaiújváros–Izsák. MÁFI Budapest p. 11, [19] térkép
- Kustár R., Szarka J. 2013: A réti mészkő felhasználása a Duna-Tisza közén. In: Kustár R.-Balázs R. (szerk.): Talpalatnyi kő – Elveszett emlékeink nyomában. A darázs-kő. Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság, Kecskemét
- Ladányi Zs. 2010: A tájváltozások értékelése a Duna-Tisza közti Homokhátság egy környezet- és klímaérzékeny kistáján, az Illancson. Doktori (PhD) értekezés. SZTE TTIK, Környezettudományi Doktori Iskola, Szeged, 129 p.
- Ladányi Zs., Blanka V., Meyer B., Mezösi G., Rakonczai J. 2015: Multi-indicator sensitivity analysis of climate change effects on landscapes in the Kiskunság National Park, Hungary. *Ecological indicators*, 58, 8–20.
- La Rosa, D., Privitera, R. 2015: Evaluation of ecosystem services along urban-rural transects in southern Italy. *Acta Geobalkanica*. 1. (2) pp. 75–82.
- Lambin, E. F., Turner, B.L., Geist, H. J., Agbola, S. B., Angelsen, A., Bruce, J. W., Coomes, O. T., Dirzo, R., Fischer, G., Folke, C., George, P.S., Homewood, K., Imbernon, J., Leemans, R., Li, X., Moran, E. F., Mortimore, M., Ramakrishnan, P.S., Richards, J. F., Skånes, H., Steffen, W., Stone, G. D., Svedin, U., Veldkamp, T. A. Vogel, C., Xu, J. 2001: The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change* (11) pp. 261–269.
- Láng I., Csete L., Harnos Zs. 1983: A magyar mezőgazdaság agroökológiai potenciálja az ezredfordulón. *Mezőgazdasági Kiadó, Budapest*, 265 p.
- Láng I., Csete L., Jolánkai M. (szerk.) 2007: A globális klímaváltozás: hazai hatások és válaszok. A VAHAVA jelentés. Szaktudás Kiadó Ház Rt., Budapest. p. 220.
- Leser, H. 1991: Landschaftsökologie. UTB 521, Ulmer, Stuttgart, 647 p.
- Lettrich E. 1968: Kecskemét és tanyavilága. *Földrajzi Tanulmányok* 8. 125 p.
- Lewis, W. M. Jr. et al. 1995: Wetlands: characteristic and boundaries. National Academy Press, Washington D.C. 306 p.
- Lóczy D. 2002: Tájértékelés, földértékelés. *Studia Geographica Series. Dialóg Campus, Budapest-Pécs*, 307 p.
- Lóczy D. 2005: Egy jellegzetesen tájökológiai feladat: földhasználati konfliktusok elemzése döntéshozatali alapon. – In: Wilhelm Z. (szerk.): Tanulmányok Tóth Józsefnek. PTE TTK Földrajzi Intézet és Doktori Iskola, Pécs. 2005. 173–181.
- Lóczy D., Szalai L. 1994: Agroökológiai körzetesítés földrajzi információs rendszer felhasználásával Bács-Kiskun megyében. – In: Tímár J. (szerk.): Az "alföldi út" kérdőjelei. MTA RKK Alföldi Tudományos Intézet, Békéscsaba pp. 140–148.
- Lóczy D., Gyenizse P., Kovács J., Nagyvárad L., Pirkhoffer E. 2008: Földhasználati konfliktushelyzetek tájföldrajzi elemzése dunántúli mintaterületeken = Landscape ecological analyses of land use conflicts in test areas in Transdanubia. *Munkabeszámoló. OTKA*. 21 p.
- Lőrinci R., Kristóf D. 2002: Földhasználati stabilitás és művelési ág-változások 1782–2001 között Bonyhád környékén. In: *Földrajzi Közlemények* 50. (1-4.) pp. 39–56.
- Major P. – Neppel F. 1988: A Duna-Tisza közti talajvízszint-süllyedések. *Vízügyi Közlemények*. 4. pp. 605–626.
- Magyar Királyi Földtani Intézet 1942: Magyarország Kreybig-féle átnézetes talajismereti térképsorozata (1934–55). Méretarány=1:25.000, 1:50.000. Budapest (A térképek készítői és a szelvényszámok – Sík Károly 5263/1, 5263/3, Teőreök László és Sarkadi János 5263K/2, 5263K/4. Készítésük: 1942).
- Margóczy K. 1998: Természetvédelmi biológia. JATEPress, Szeged, 108 p.
- Marks, R., Müller, H., Leser H., Klink H.-J. (eds.) 1992: Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes. *Forschungen zur deutschen Landeskunde* 229. Trier p. 222. (2. edition)
- Marosi S., Somogyi S. (szerk.) 1990: Magyarország kistájainak katasztere I-II. MTA Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest. 1023 p.

- Marušič, J. 1999: Landscape typology as the basis for landscape protection and development. *Agriculturae conspectus scientificus* 64 (4) pp. 269–274.
- Máté G. 2007: Tájvédelem, hagyomány, helyi társadalom (A tájhasználat aktuális kérdései egy mecseki aprófalú példáján). *Tájökológiai Lapok* 5. (2.) pp. 261–270.
- MEA – Millennium Ecosystem Assessment 2005: Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis. World Resource Institute, Washington DC
- Meli, P., Benayas, J.M.R., Balvanera, P., Ramos, M.M. 2014: Restoration Enhances Wetland Biodiversity and Ecosystem Service Supply, but Results Are Context-Dependent: A Meta-Analysis. *PLoS ONE* 9(4): e93507. doi:10.1371/journal.pone.0093507
- Mezősi G. 1985: A természeti környezet potenciáljainak a felmérése a Sajó–Bódva-köze példáján. *MTA FKI, Budapest, Elmélet–Módszer–Gyakorlat* 37. 216 p.
- Mezősi G. 1990: Domborzati adatok. In: Marosi S.–Somogyi S. (szerk.) 1990: Magyarország kistájainak katasztere I. MTA Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest pp. 74–75, 87, 89.
- Mezősi G. 1991: Kísérletek a táj esztétikai értékének meghatározására. *Földrajzi Értesítő*, 40. 3–4. pp. 251–264.
- Mezősi G., Mucsi L. 1993: Critical environmental areas in Hungary (a GIS based approach). *Acta Geographica Szegediensis*, 31, 99–107.
- Mezősi G. 1998: Az egyedi tájértékek kataszterezésének földrajzi szempontjai. In: Csima P.–Mezősi G.: Tudományos szempontok az egyedi tájértékek kataszterezéséhez. (Gallé László közreműködésével.) KTM Természetvédelmi Hivatal, Budapest 49 p. + 20 melléklet
- Mezősi G. 2003: A tájtervezés és a földrajzi táj kutatás. In: Környezetvédelmi mozaikok. Tiszteletkötet Dr. Kerényi Attila 60. születésnapjára. Debrecen, pp. 181–190.
- Mezősi G. 2008: Magyarország környezetföldrajza. Földrajzi tanulmányok. Vol. 3. JATE Press, Szeged 148 p.
- Mezősi G. 2013: Tájélemezés, tájértékelés. In: Csorba P., Horváth G., Lóczy D., Mezősi G., Mucsi L., Szabó M.: Geoökológiai tájtervezésméleti és gyakorlati kérdései. TÁMOP-4.1.2.A/1-11/1 MSc Tananyagfejlesztés. Szegedi Tudományegyetem. pp.3–20. (http://www.tankonyvtar.hu/hu/tartalom/tamop412A/2011_0025_geo_3/adatok.html)
- Mezősi G., Rakonczai J. (szerk.) 1997: Geoökológiai térképezés elmélete és gyakorlata. JATE, Szeged 193 p.
- Mezősi G., Bata T. 2011: A földrajzi tájak határai. *Földr. Közl.* 135. (1) pp. 33–43.
- Mezősi G., Bárány-Kevei I., Géczy R. 1996: The future ecological value of the Hungarian landscape. *Acta Universitatis Acta Geographica Szegediensis*. 35. pp. 21–44.
- Mezősi G., Kevei-Bárány I., Balogh I., Mucsi L., T. Farsang A. 1993: A geoökológia és a geoökológiai térképezés néhány elvi és gyakorlati kérdése. *Földrajzi Közlemények* 117. (3) pp. 163–176.
- Mezősi G., Bata T., Meyer B. C., Blanka V., Ladányi Zs. 2014. Climate change impacts on environmental hazards on the Great Hungarian Plain, Carpathian Basin. *International Journal of Disaster Risk Science*, 5, 2, 136–146.
- Mezősi G., Meyer B. C., Loibl W., Aubrecht C., Csorba P., Bata T. 2013: Assessment of regional climate change impacts on Hungarian landscapes. *Regional Environmental Change* 13. 4. pp. 797–811.
- Miklós L. 1984: Tájökológiai módszerek a területi tervezésben. *Földrajzi Értesítő* 33. évf. 4. sz. pp. 303–319.
- Molnár Cs., Molnár Zs., Barina Z., Bauer N., Biró M., Bodoncz L., Csathó A.I., Csiky J., Deák J.Á., Fekete G., Harnos K., Horváth A., Isépy I., Juhász M., Kállayné Szerényi J., Király G., Magos G., Máté A., Mesterházy A., Molnár A., Nagy J., Óvári M., Purger D., Schmidt D., Sramkó G., Szénási V., Szomorad F., Szollát Gy., Tóth T., Vidra T., Virók V. 2008: Vegetation-based landscape regions of Hungary. *Acta Botanica Hungarica* Volume 50. Akadémiai Kiadó. Budapest, pp. 47–58.
- Molnár K. 1979: Az ökológiai táj kutatás újabb eredményei a német földrajzi szakirodalomban. *Földrajzi Értesítő* 28. (1–2) pp. 145–169.
- Molnár Zs. 2007: Történeti tájökológiai kutatások az Alföldön. PhD értekezés. Pécsi Tudományegyetem, Pécs. 223 p.
- Molnár Zs. 2008a: A Duna–Tisza köze és a Tiszántúl növényzete a 18–19. század fordulóján I.: módszertan, erdők, árterek és lápok. *Botanikai Közlemények* 95. (1–2.) pp. 11–38.
- Molnár Zs. 2008b: A Duna–Tisza köze és a Tiszántúl növényzete a 18–19. század fordulóján II.: szikesek, lösz- és homokvidékek, legelők, sáncok, szántók és parlagok. *Botanikai Közlemények* 95. (1–2.) pp. 39–63.
- Molnár Zs., Biró M., Kröel-Dulay Gy., Török K. 2010: A Duna–Tisza köze ökológiai problémái. In: Glatz F., Csatári B., T. Gémes T. (szerk): A Magyar tanyás vidékek. Párbeszéd a vidékért – 2010. MTA Történettudományi Intézet – MTA Társadalomkutató Központ, Budapest pp. 63–70.
- Molnár Zs., Biró M., Révész A., Horváth F., Vajda Z. 2000: A Duna-Tisza köze élőhely-térképezése (D-T Map 1996–2000). Zárójelentés. MTA ÖBKI, Vácrátót, KNPI Kecskemét
- Molnár Zs., Bartha S., Seregélyes T., Illyés E., Tímár G., Horváth F., Révész A., Kun A., Botta-Dukát Z., Bölöni J., Biró M., Bodoncz L., Deák J.Á., Fogarasi P., Horváth A., Isépy I., Karas L., Kecskés F., Molnár Cs., Ortmann-né Ajkai A., Rév Sz. 2007: A grid-based, satellite-image supported, multi-attributed vegetation mapping method (MÉTA). *Folia Geobotanica* 42. pp. 225–247.
- MTA FKI 1999: Magyarország természeti tájainak rendszertani felosztása. In: Papp-Váry Á. et al. (szerk.) 1999: Magyarország atlasza. Cartographia Kft., Budapest. pp. 44–45.
- MTA TAKI 1994: Magyarország agrotopográfiai adatbázisa (AGROTOPO). Magyar Tudományos Akadémia Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet, Budapest. (<http://maps.rissac.hu/agrotopo/>)

- Mucsi L., Kovács F. 2006: Homokhátsági tanyás térségek tájhasználat változásai. (Fogalmak, időtávok, valamint három tanyás pilot-terület jellemzői és tendenciái légi-űrfelvételek és digitális térképek feldolgozása alapján). Tanyakutatás 2005. Kutatási jelentések 1. MTA RKK ATI, Kecskemét pp. 61–96.
- Mucsi L. 2011: Beépítettség és tájhasználat vizsgálata távérzékelte adatok alapján dél-alföldi példákon keresztül. In: Rakonczai J. (szerk.): Környezeti változások és az Alföld. Nagyalföld Alapítvány kötetek 7. Nagyalföld Alapítvány Békéscsaba, pp. 167–180.
- Nagy A., Malatinszky Á., Pándi I., Kristóf D., Penksza K. 2007: Élőhelycsoportok kialakítása táji szintű összehasonlításhoz I. Tájökológiai Lapok 5. (2) pp. 363–369.
- Nagy D. 2003: A történeti tájhasználat és felszínborítás rekonstrukciójának lehetőségei archív térképek feldolgozásával. Környezetállapot Értékelési Program keretében készült pályázati tanulmány. (<http://www.kep.taki.iif.hu>)
- Nagy Z. 1985: Magyar topográfiai alaptérképművek. Doktori disszertáció, ELTE, Budapest
- Naveh, Z., Lieberman, A. 1984: Landscape Ecology. Springer, New York 323 p.
- Neef, E. 1966: Zur Frage des gebietswirtschaftlichen Potentials. Forschung und Fortschritt 40. (1) 65–79.
- Neef, E. 1972: Die Interferenzanalyse als Grundlage territorialer Entscheidungen. Wiss. Abh. d. Geogr. Gesellsch. d. DDR, 9: 171–182.
- Okrusko, T., Duel, H., Acreman, M., Grygoruk, M., Flörke, M., Schneider, C. 2011: Broad-scale ecosystem services of European wetlands—overview of the current situation and future perspectives under different climate and water management scenarios, Hydrological Sciences Journal, 56, 1501–1517.
- OMSZ (Országos Meteorológiai Szolgálat) 2018: Climate of Hungary. https://www.met.hu/eghajlat/magyarorszag_eghajlata/ (letöltés: 2018.03.02.)
- Országleírás 1783: Az Első Katonai Felmérés Országleírása 1782–85, Magyar Királyi Térképészeti Intézet, Bécs, Hadtörténeti Múzeum Térképtára, Budapest.
- Órsi A., Kertész Á. 2014: Investigation of ecological potentials of the Eger Model Region by GIS methods. Hungarian Geographical Bulletin 63. (1) pp. 43–53.
- Papp J. (szerk.) 2003: Gyümölcstermesztési alapismeretek. Mezőgazda Kiadó (<http://mezogazdakiado.hu/>)
- Pádárné Török É. 2014: Tájvédelmi elvek alkalmazása a településtervezés módszertanában. Doktori értekezés. Budapesti Corvinus Egyetem, Budapest 125 p.
- Pálfai I. 1992: Aszályok a Tisza-völgyben. In: Fejér L., Kaján I. (szerk.) Mérlegen a Tisza-szabályozás. (Droughts in the Tisza-valley) Előadások és vita a BME-n. Római kiadó, Budapest. pp. 33–40.
- Pálfai I. 2004: Belvizek és aszályok Magyarországon. Hidrológiai tanulmányok. – Közlekedési dokumentációs Kft. kiadványa, Budapest, 492 p.
- Pálincás M., Kertész Á., Tóth A. 2016: Tájéskészítési értékelés Magyarország területén térinformatikai módszerek segítségével. In: Balázs B. (szerk.): Az elmélet és gyakorlat találkozása a térinformatikában, Debrecen Egyetemi Kiadó, Debrecen, pp. 369–379.
- Pásztor L., Szabó J., Bakacsi Zs., Pásztor L., Dombos M. 2006: Large-scale soil maps improved by digital soil mapping and GIS-based soil status assessment. Agrochimica és Talajtan. 55. sz. pp. 79–88.
- Pásztor L., Szabó J., Bakacsi Zs., Dombos M., László P. 2007: A Digitális Kreybig Talajinformációs Rendszer pontosságának és megbízhatóságának növelése. Acta Agraria Kaposváriensis 11. (2) pp. 85–98.
- Pásztor L., Szabó J., Bakacsi Zs. 2010: Application of the Digital Kreybig Soil Information System for the delineation of naturally handicapped areas in Hungary. Agrochimica és Talajtan 59. pp. 47–56.
- PESTTERV Kft. 1998: Kiskunsági Nemzeti Park térsége területrendezési terv. (Készítette a Pest Megyei Terület-, Település-, Környezet- Tervező és Tanácsadó Kft. Generáltervező: Burányi Endre. Készült a Földművelésügyi és Vidékfejlesztési Minisztérium Terület- Településtervezési Főosztály megbízásából.) CD-ROM kiadvány
- Pető J., Cserni I., Kecskeméti Kaszala R., Balogh A. 2014: Kecskemét és árendás pusztáinak legeltető állattartása. In: Füleky Gy. (szerk.): A táj változásai a Kárpát-medencében. A vízgazdálkodás története a Kárpát-medencében. Környezetkímélő Agrochimiciért Alapítvány, Gödöllő, pp. 191–194.
- Pécsi M. (szerk.) 1967a: A dunai Alföld. Akadémiai Kiadó, Budapest. 358 p.
- Pécsi M. (szerk.) 1967b: Magyarország geomorfológiai térképe. Méretarány: 1:500.000. In: Pécsi M. – Somogyi S. 1967: Magyarország természeti földrajzi tájai és geomorfológiai körzetei. Földrajzi Közlemények XV. (1967/4). pp. 285–300.
- Pécsi M. 1968: Kecskemét környékének geomorfológiai térképe. In: Lettrich E. 1968: Kecskemét és tanyavilága. Földrajzi tanulmányok 9. Budapest 14. p
- Pécsi M. (szerk.) 1972: Magyarország geomorfológiai térképe (M=1:500.000). Kartográfiai Vállalat, Bp.
- Pécsi M. 1985: Tájtipusok a Nagyalföldön. Földrajzi Közlemények. XXXIII. (3–4) pp. 187–195.
- Pécsi M., Somogyi S., Jakucs P. 1972: Magyarország tájtipusai. Földrajzi Értesítő 21. (1) pp. 5–12.
- Pécsi 1985: Tájtipusok a Nagyalföldön. Földrajzi Közlemények 109. (3) pp. 187–195.
- Péti M. 2005: A területfejlesztés és a tájvédelem kapcsolata. In: Dobos A.–Ilyés Z. (szerk.): Földtani és felszínalakítási értékek védelme. Eszterházy Károly Főiskola, Eger, pp. 17–24.
- Pinczés Z. 1993: Tájkutatás–tájvédelem. In: Jáki K. (szerk.): Aktuális problémák a földrajz tanításában. Győr, pp. 21–33.
- Pócsi G. 2009: Dinamikus átalakulások Budaihegyen, Kecskemét város-vidék peremzónájában. In: Csapó T.–Kocsis Zs. (szerk.): A közép- és nagyvárosok településföldrajza. Savaria University Press, Szombathely pp. 322–334.

- Rakonczai J., Bódis K. 2001: A geoinformatika alkalmazása a környezeti változások kvantitatív értékelésében. In: A földrajz eredményei az új évezred küszöbén. CD-ROM ISBN 963482544-3, Szegedi Tudományegyetem, TFGT, Szeged 18 p.
- Rakonczai J. 2006a: A globális változások hatásai a Duna-Tisza köze vízháztartására. In.: Kertész Á., Dövényi Z., Kocsis K. (szerk.) A III. Magyar Földrajzi Konferencia közleményei. CD kiadvány. MTA FKI, Budapest. p.8. <http://geography.hu/mfk2006/pdf/Rakonczai%20J%E1nos.pdf>
- Rakonczai J. 2006b: Klímaváltozás – aridifikáció – változó tájak. In: Kiss A., Mezősi G., Sümeghy Z. (szerk.): Táj, környezet és társadalom. Ünnepi tanulmányok Keveiné Bárány Ilona professzor asszony tiszteletére. SZTE, Szeged pp. 593–601.
- Rakonczai J. 2011: Az Alföld tájváltozásai és a klímaváltozás. In: Rakonczai J. (szerk.): Környezeti változások és az Alföld. Nagyalföld Alapítvány kötetei 7. Nagyalföld Alapítvány Békéscsaba, pp. 137–148.
- Rakonczai J. 2013: A klímaváltozás következményei a dél-alföldi tájon. MTA doktori értekezés. Kézirat. 167 p.
- Rakonczai J., Ladányi Zs. 2010: A sejthető klímaváltozás és a Duna-Tisza közti Homokhátság. Forrás Folyóirat, 42. (7–8) pp. 140–152.
- Rakonczai J., Fehér Zs. 2015: A klímaváltozás szerepe az Alföld talajvízkészleteinek időbeli változásaiban. Hidrológiai Közlöny 95. (1) pp. 1-15.
- Rakonczai J., Farsang A., Mezősi G., Gál N. 2011: A belvízképződés elméleti háttere. Földrajzi Közlemények 135. (4) pp. 339–349.
- Ramankutty, N., Foley, J. A. 1999: Estimating historical changes in global land cover: Croplands from 1700 to 1992. Global biogeochemical cycles, 13(4), 997–1027.
- Rác L. 2000: A Kárpát-medence éghajlatának hosszú távú változásai a 16. századtól napjainkig. In: Frisnyák (szerk.): Az Alföld történeti földrajza pp. 25–35.
- Rétvári L. (szerk.) 1986: A Pilis-Visegrádi-hegység környezetminősítése. – MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest 133 p.
- Rist, L., Shaanker, R.U., Milner-Gulland, E.J., Ghazoul, J. 2010: The Use of Traditional Ecological Knowledge in Forest Management: an Example from India. Ecology and Society 15(1): 3.
- Rossiter, D.G. 1996. A theoretical framework for land evaluation. Geoderma, 72, 165–190.
- Rónai A. 1985: Az Alföld negyedidőszaki földtana. Geologica Hungarica. Series Geologica Tomus 21. Műszaki könyvkiadó, Budapest 446 p.
- Roller K. 1949: Az Alföldfásítás problematikája. Erdészeti Lapok 85. (11) pp. 254–257.
- Ružička, M., Miklós, L. 1982: Landscape-ecological planning (LANDEP) in the process of territorial planning. Ekológia, 1, 3, 297–312.
- Schmithüsen 1942: Vegetationsforschung und ökologische Standortslehre in ihrer Bedeutung für die Geographie der Kulturlandschaft. Zeitschrift der Gesellschaft für Erdkunde zu Berlin (3–4) pp. 113–157.
- Shea, K. S., McMaster, R. B. 1989: Cartographic generalization in a digital environment: When and how to generalize. In: Proceedings of AutoCarto. pp. 56–67.
- Singha, C., Swain, K.C. 2016: Land suitability evaluation criteria for agricultural crop selection: A review. Agricultural Reviews, 37, 125–132.
- Sisák I. 2016: Mai tanulságok a talajosztályozás 1961 és 1999 közötti változásaiból. Agrokémia és talajtan 65. (1) pp. 161–168.
- Skaloš, J., Bendíková, L. 2009: Methodology for identification of historically and ecologically stable elements as the basis for the landscape ecological stability restoration. Acta Pruhoonica 91. pp 77–88.
- Skokanová H. 2009: Application of methodological principles for assessment of land use changes trajectories and processes in South-eastern Moravia for the period 1836–2006. Acta Pruhoonica 91. pp 15–22.
- Skokanová, H. Eremiášová R., 2012: Changes in the secondary landscape structure and their connection with ecological stability: the cases of two model areas in the Czech Republic. Ekológia 31. (1) pp. 33–45.
- Stanners, D., Bourdeau, Ph. (ed.) 1995: Europe's environment. European Environmental Agency, Copenhagen 676 p.
- Stránská, T., Eremiášová, R. 2009: A management proposal for the Přední Kout Supra-regional Biocentre based on analyses of landscape development. Acta Pruhoonica 91. pp 65–70.
- Stefanovits P. 1999: A talaj minősége, termékenység, valamint a földértékelés. In: Stefanovits P. (szerk.): Talajtan. Mezőgazda Kiadó, Budapest pp. 439–455.
- Surányi D. 2008: A gyümölcs piacok funkcionális szerepe a biológiai sokféleség megőrzésében. In: Novák L. (szerk.): Tradicionális kereskedelem és migráció az Alföldön. Arany János Múzeum Közleményei XI. Pest Megyei Múzeumok Igazgatósága Nagykovács, pp. 247–269.
- Sümegi P., Molnár A., Szilágyi G. 2000: Szikesedés a Hortobágyon. Természet Világa (Természettudományi Közlöny) 131 (5) pp. 213–216.
- Sümegi P., Szilágyi G. 2010: A Hortobágy új felszínfejlődési modellje és a szikesedés eredete Acta Biol. Debr. Oecol. Hung. 22. pp. 27–36.
- Sütő L., Homoki L., Németh G. 2010: Térinformatikai adatbázis és térképei az antropogén hatások kutatásában. In: Hegedűs A. (szerk.): Geoinformatika és domborzatmodellezés 2009. A HunDEM 2009 és a GeoInfo konferencia és kerekasztal válogatott közleményei. Miskolci Egyetem Földrajzi Intézet, Miskolc 14 p.
- Szabolcs I., Várallyay Gy. 1978: A talajok termékenységét gátló tényezők Magyarországon. Agrokémia és Talajtan 27. pp. 181–202.

- Szabó J., Pásztor L., Bakacsi Zs., Zágonyi B., Csökli G. 2000: Kreybig Digitális Talajinformatikai Rendszer (Előzmények, térinformatikai megalapozás). *Agrokémia és Talajtan* 49. (1–2) pp. 265–276.
- Szabó J., Pásztor L., Bakacsi Zs. 2005: Egy országos, átnézetes, térbeli talajinformációs rendszer kiépítésének igénye, lehetőségei, lépései. *Agrokémia és Talajtan* 54. (1–2) pp. 41–58.
- Szabó J., Lóki J., Tóth Cs., Szabó G. 2007: Természeti veszélyek Magyarországon. *Földrajzi Értesítő* 56. (1–2) pp. 15–37.
- Szabó J., Pásztor L., Bakacsi Zs., Tar F., Szalai S., Mikus G., Németh Á 2011: Természeti hátrányokkal érintett területek lehatárolása közös európai biofizikai kritériumrendszer alapján. In: Farsang A., Ladányi Zs. (szerk.): Talajvédelem. Talajaink a változó természeti és társadalmi hatások között. Magyar Talajvédelmi Alapítvány–Magyar Talajtani Társaság, Budapest–Gödöllő pp. 85–92.
- Szabó M. 2005: Vizes élőhelyek tájökológiai jellemvonásai a Szigetköz példáján. Akadémiai doktori értekezés és tézisei, Budapest 169+13 p.
- Szabó, Sz., Bertalan, L., Kerekes, Á., Novák, T. J. 2015: Possibilities of land use change analysis in a mountainous rural area: a methodological approach. *International Journal of Geographical Information Science*, 30(4), pp. 708–726.
- Szalay L. 2010: Talajvizsgálat gyümölcstütnvények telepítése előtt. *Agrofórum* 21. 8. sz. pp. 87–89.
- Szalay P., Saláta D., Biró M. 2015: Táj- és élőhelyváltozások vizsgálata retrospektív adatbázisépítés és trajektóriaelemzés módszerével egy kalotaszegi falu, Sztána határában. *Tájökológiai Lapok* 13. (1) pp. 133–148.
- Szilágyi F. 2007: Vizes élőhelyek. In: Szilágyi F.–Orbán V. (szerk.): Alkalmazott hidrobiológia. Víziközmű Szövetség, Budapest, pp. 491–517.
- Szilágyi F., Padisák J., Szalma E., Kovács Cs. 2004: Természetes tavak tipológiájának és specifikus referencia-viszonyainak jellemzése. Zárójelentés a VITUKI Kht. részére. 70 p.+mellékletek
- Szilágyi T. 1999: Időjárási események Kecskeméten a XVII–XIX. században. *Kecskemét Monográfia Szerkesztőség, Kecskemét*. p. 473.
- Szilágyi Zs. 2011: Város és elit. A Horthy-kori Kecskemét történeti földrajzi és társadalomtörténeti megközelítésben. PhD értekezés. Debreceni Egyetem Bölcsészettudományi Kar, Debrecen, 462 p.
- Szilassi P. 2003: A területhasználatban végbement változások okainak és következményeinek vizsgálata a Káli-medence példáján. *Földrajzi Értesítő* 52. (3–4.) pp. 189–214.
- Szilassi, P. 2004: Rekreációs és mezőgazdasági szempontú tájértékelés a Káli-medencében – doktori (PhD) értekezés SZTE Szeged, 114 p.
- Szilassi P. 2007: A földhasználat és az agroökológiai potenciál közti kapcsolat elemzése GIS módszerekkel a Balaton vízgyűjtőterületén. In: Tóth T., Tóth G., Németh T., Gaál Z. (szerk.): Földminősítés, földértékelés és földhasználati információ. MTA-TAKI, Budapest–Keszthely pp. 169–175.
- Szilassi P. 2008: A területhasználat változása és az agroökológiai potenciál kapcsolata a Balaton-vízgyűjtőjén. In: Csorba P.–Fazekas I. (szerk.): Tájutató – Tájökológia. Debrecen, pp. 103–111.
- Szilassi 2015: A felszínborítás és tájmintázat változása, mint az antropogén környezetváltozások indikátorai. In: Rakonczai J., Blanka V., Ladányi Zs. (szerk.): Tovább egy zöldebb úton. A Szegedi Tudományegyetem Földrajzi és Földtani Tanszékcsoport részvétele a ZENFE programban (2013–2015). SZTE, FFT Kiadó, Szeged pp. 154–163.
- Szilassi 2017: Magyarországi kistájak felszínborítás változékonysága és felszínborítás mozaikosságuk változása. *Tájökológiai Lapok* 15 (2): 131–138.
- Szilassi P., Popov, S. 2014: Tájhasználati konfliktusok. In: Blanka Viktória, Ladányi Zsuzsanna (szerk.): Aszály és vízgazdálkodás a Dél-Alföldön és a Vajdaságban - Suša i upravljanje vodom u južnoj mađarskoj ravnici i Vojvodini - Drought and Water Management in South Hungary and Vojvodina. Szeged: Szegedi Tudományegyetem Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék, pp. 52–57.
- Szilassi, P., Jordan, Gy., Kovacs, F., Rompaey, Van A., Csillag, G. 2006: Impacts of historical land use changes on erosion and agricultural soil properties in the Kali Basin at Lake Balaton, Hungary. *Catena* 68. pp. 96–108.
- Szilassi, P., Jordan, Gy., Kovacs, F., Rompaey, Van A., Dessel, Van W. 2010: Investigating the link between soil quality and agricultural land use change. A case study in the lake Balaton catchment, Hungary. *Carpathian Journal of Earth and Environment Sciences* 5. pp. 61–70.
- Tamás L. 2012: A Duna-völgy ipari funkcióit, különös tekintettel a tájhasználati konfliktusok és ipari tájterheltség meghatározásának módszereire. *Tájtudomány – Tájtervezés V. Magyar Tájökológiai Konferencia, Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron*. pp. 101–108.
- Tardy J., Duhay G. 2008: A tájvédelem helyzete a hazai és nemzetközi elvárások tükrében. In: Csorba P.–Fazekas I. (szerk.): Tájutató – Tájökológia. Debrecen, pp. 9–17.
- Tian, H., Banger, K., Bo, T., Dadhwal, V. K. 2014: History of land use in India during 1880–2010: Large-scale land transformations reconstructed from satellite data and historical archives. *Global and Planetary Change*, 121, 78–88.
- Timár J. 1993: Az alföldi szuburbanizáció néhány sajátossága. *Alföldi Tanulmányok* 15. pp. 217–232.
- Timár J., Baukó T. 1999: A „város-vidék peremzóna” néhány sajátossága és szerepe az alföldi városok alakulásában, In: *Alföldi Tanulmányok* pp. 94–111.
- Tóth J. 1987: Ember – település – környezet az Alföldön. *Forrás* 1. pp. 32–36.

- Töpfer, F., Pillewizer, W., 1966. The Principles of Selection: A means of cartographic generalization. *The Cartographic Journal* 3. (1) 10–16.
- Turner, B. L., Meyer W. B., Skole D. L. 1994: Global land-use/land cover change: towards an integrated study. *Ambio Stockholm* 23. (1) 91–95.
- Usher, P.J. 2000: Traditional Ecological Knowledge in Environmental Assessment and Management. *Arctic*, 53, 183–193.
- Vámos, T., Bárány-Kevei, I. 2007: Land use changes in Ópusztaszer. *Acta Climatologica et Chorologica. Universitatis Szegediensis* 40–41. pp. 163–167.
- Várallyay, Gy. 1989: Soil degradation processes and their control in Hungary. *Land Degradation & Development*, 1, 3, 171–188.
- Várallyay Gy. 2003: Az ésszerű és fenntartható földhasználat tudományos alapjai. *Geodézia és Kartográfia* 55. 5. pp. 3–11.
- Vincze F. 1942: Kerekegyháza gazdaságföldrajza. Közlemények a Debreceni Tisza István- Tudományegyetem Földrajzi Intézetéből. 8. Beke Zoltán Könyv- és Lapkiadóvállalat, Debrecen 67 p.
- Van Orshoven, J., Terres J–M., Tóth, T. 2012: Updated common bio-physical criteria to define natural constraints for agriculture in Europe. Definition and scientific justification for the common biophysical criteria; Technical Factsheets. Jrc Technical and Scientific Reports, EUR, 25203.
- Vaszócsik V., Göncz A., Schneller K., Tóth P., Prókai R. 2014: Magyarországi területi tervezést támogató térképes indikátor rendszer kialakításának lehetséges lépései a zöld infrastruktúra koncepció megvalósításáért. *Tájökológiai Lapok* 12. (2) pp. 411–428.
- von der Drunk, A., Grêt-Regamey, A., Dalang, T., Hersperger A.M. 2011: Defining a typology of peri-urban land-use conflict – A case study from Switzerland. *Landscape and Urban Planning* 101. pp. 149–156.
- Vos, W., Meekes, H. 1999: Trends in European cultural landscape development: perspectives for a sustainable future. *Landscape and Urban Planning* 46. pp. 3–14.
- VÁTI 2009: Koordinálatlan városnövekedés az együtt tervezhető térségekben: a települések lehetséges tervezési válaszai. Kutatási jelentés. Témafelelős: Sütő A., Szerzők: Ricz J., Salamin G., Hoffmann Cs., Gere L., Közreműködők: Kovács F., Mezősi G., Csatári B. VÁTI Területi tervezési és Értékelési Igazgatóság Nemzetközi Területpolitikai és Urbanisztikai Iroda, Bp. 169 p.
- Wagner, J. M. 1999: Schutz der Kulturlandschaft – Erfassung, Bewertung und Sicherung schutzwürdiger Gebiete und Objekte im Rahmen des Aufgabenbereiches von Naturschutz und Landschaftspflege. *Saarbrücker Geographische Arbeiten*, 47. Saarbrücken.
- Yang, Y., Zhu, L. 2013: Theories and Diagnostic Methods of Land Use Conflicts. *Asian Agricultural Research* 5, 63–67.
- Yang, Y., Zhang, S., Yang, J., Chang, L., Bu, K., Xing, X. 2014: A review of historical reconstruction methods of land use/land cover. *Journal of Geographical Sciences*, 24, 746–766.
- Zedler, J.B., Kercher, S. 2005: Wetland Resources. Status, Trends, Ecosystem Services, and Restorability. *Annual Review of Environment and Resources* 30, 39–74.
- Zhang, Y.J., Li, A.J., Fung, T. 2012: Using GIS and Multi-criteria Decision Analysis for Conflict Resolution in Land Use Planning. *Procedia Environmental Sciences*, 13, 2264–2273
- Zentay T., Rischák G. 1983: A Duna–Tisza közti homoktalajok és fekvő közteik talajászványtani és kémiai vizsgálata. I. Röntgendiffrakciós vizsgálatok. *Agrokémia és talajtan* 32. (1–2.) pp. 177–192.
- Zomer, R.J., Trabucco, A., Bossio, D.A. & Verchot, L.V. 2008: Climate change mitigation: A spatial analysis of global land suitability for clean development mechanism afforestation and reforestation. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 126, 67–80.
- Zonneveld, I.S., Forman, R.T.T. 1990. *Changing Landscapes: An Ecological Perspective*. Springer-Verlag, New York, 286 p.

Internetes hivatkozások:

Web1: <https://www.szabadidokozpont-kecskemet.hu/tortenelmunk>

Web2: <http://www.termeszetvedelem.hu/magas-termeszeti-erteku-teruletek>

Summary

The research presented in the dissertation belongs to the topic of analyzing land cover changes. In the 25×25 km study area around Kecskemét, the historical changes in land use and land cover were analyzed, together with the stability and temporal variety of land cover. I also examined their relationship with production site characteristics (physical soil type, soil quality score, etc.), the density changes of scattered homesteads, and the land use anomalies related to the water-affected areas. These were analyzed basically using GIS tools, based on land cover data. I focused on land use anomalies concerning water-affected areas and their historical changes. All these changes were analyzed from the point of view of complex landscape protection, with an ecological-historical approach. I also wanted to confirm the spatial differentiation of the tasks and possibilities of landscape protection by choosing a research area that, besides its diverse natural conditions, includes all degrees of anthropogenic influences (natural, treated, cultivated, suburban and urban). Land cover database concerning seven different times horizons (1783, 1860–1864, 1881–1883, 1930's, 1957–1959, 1992–1996 [1989], 2008–2009) were built using historical and recent maps, orthophotos and real estate database. I also identified the natural areas (i.e. habitat aggregations) and the unique landscape values of rural settlements of the study area during field survey.

In the historical analysis, I found that in the period from the end of the 18th century until today the different natural potentials of natural landscape types (sand dune area, sandy plain, loessial plain, meadow depression, sodic depression), which can be divided by the natural landscape factors, sometimes dramatically determined the structure of land use. Furthermore, consequently they also determined the structure of land cover and their changes (the landscape development). In the beginning of 20th century, because of the favourable condition of sandy soils (immunity to the phylloxera) horticultural areas (vineyards and lands partly used as vineyards), which size increased by four-five times, concentrated clearly on sand dune areas and sandy plains. We find them on 93% of the sandy soils of the AGROTOPO-database at this time. According to my data, at the beginning of intensive afforestations, 95% of new afforestations between the middle 1930's and 1957–59 occurred on sandy soils, against the areal proportion (about 70%) of this soil type, which can be described by the fact that sand areas were considered less suitable for agricultural cultivation and deflation was considered a hazard. The thesis above is also supported by the fact that quality of production sites could have played a role in the cultivation abandonments between 1992–1996 and 2009. It can be explained with that as compared to the proportion of area of sand, sandy loam and loam physical soil types (69.5%, 22.6% and 7.9%) the proportion of fallows was 82.0%, 16.2% and 1.8% in accordance with these types.

According to my results, land cover changes of the research area were characterized by the following main trends since the end of the 18th century. The total share of the treeless grasslands and grasslands with groves decreased continuously from 80–90% by the end of the 1950's to 17%, and then increased to 23.1% because of cultivation abandonments by the years after the regime change. It has started to decline again in the recent past, it was 20% in 2009. The extent of forests and tree plantations have been steadily increasing during the examined period, from a nearly treeless landscape (about 1%) to a significantly forested landscape (about 23%). The arable lands after the initial 5–10% reached their maximum (about 56%) in the first half of the 20th century, after then their rate steadily decreased to 35%. The proportion of horticultural areas has also changed from 2–3% to approximately to 18% and then to 12% with such a temporal fluctuation. The extent of natural water cover was determined by climatic conditions: its rate moved between 1–2% and approximately 4%. The share of built-up areas increased continuously from 0.4% to almost 8%.

Land cover changes in the recent past (between 1992–96 and 2009) and their tendencies which are also probable tendencies for today are summarized as follows:

- the expansion of urban space and built-up areas, and the spread of modern, new-type scattered homesteads around Kecskemét,
- the decrease of the number of traditional scattered farms,
- the decline in grasslands and arable lands, due to the agricultural recession, mainly through the increase in subsidized afforestations,
- the areal decline of vineyards, orchards and gardens for similar reasons,
- occurrence of grassy fallows with smaller proportion on the places of former horticultural areas and arable lands.

Due to their importance of landscape protection, I focused on the stability and temporal variety of the land cover, too. Based on the comparison with the attribute layers of the AGROTOPO database, the stability and the temporal variety show a close spatial coincidence with the pattern of soils with different organic matter content. If two classes are formed on the basis of the soil organic matter content (in Hungarian: SZK) (in the case of class 1 $SZK < 100$ t/ha, in the case of class 2 $SZK > 100$ t/ha), we can find that in the areas belonging to class 2 one or two land cover types occurred from the end of the 19th century, while in the areas belonging to class 1 three-five land cover types combined and replaced each other. The areas with high land cover stability and small variety are the meadow depressions, sodic depressions and the loessial plains. The former have been dominated by grassland (probably regularly or just periodically water-affected grassland) and natural water cover named land cover categories for a long time, while on loessial plains arable land is the dominant and stable land cover type. The areas with variable (unstable) and diverse (varied) land cover are represented by sand dune areas and sandy plains where sandy soils have usually only very small (< 100 t/ha) organic matter content. My conclusion is that the higher the organic matter content is, the less has changed the utilization over time, and so the less land cover type have been occurred in the given location. This draws the attention to the close relationship between land use and the natural agroecological potential.

The degree of fertility or natural agroecological potential can be further expressed with the so-called soil quality score, which, according to my results, is also closely related to the temporal variety and stability of the land cover. The soil quality score classes (class 1: 0–10 TÉSZ, class 2: 11–80 TÉSZ) based on the TÉSZ attribute of the agrotopographic map file, and the areas belonging to the same soil quality score classes show a well-recognizable spatial coincidence with the areas which are diverse and stable to nearly or totally the same degree. If we compare the areas created according to TÉSZ to the stability and temporal variety maps, we find that high stability and small variety characterize the areas with high and medium soil quality score (class 2), while in areas with low soil quality score (class 1) usually multiple land cover changes and various land cover types occurs in the examined period.

Since the region of the research area between 1881–83 and 2009 had a mainly agricultural character from the point of view of utilization, the degree of agroecological potential influenced both the stability and temporal variety of land use and land cover. Based on the results, if we consider either the soil organic matter content or the soil quality score, we can conclude that the natural agroecological potential has acted in this region as a driving force of landscape changes in the last 130–140 years. However, I have not found spatial coincidence with the patterns of other soil properties included in the AGROTOPO database (such as physical soil type, water management properties, chemical reaction, depth of topsoil).

Water-affected areas are of particular importance for nature conservation and landscape protection. Because of the limited utilization conditions, i.e. natural constraints (periodical water surplus on the surface, state of excess water), and the deviation (difference) from the

historically developed, adaptive land use structure, I considered utilization with land transformation and soil disturbance in them as a land use anomaly. Such anomalies on wetlands may include construction, plowing, afforestation, plantation of horticultural products and the creation of water facilities.

According to my results, it can be verified by GIS tools that at the end of the 19th century there were such water-affected areas in the region, which were not covered by grassland or natural water cover but were utilized as arable land despite the danger of flooding.

By examining the temporal trend, I found that ecologically negative landscape transformations of water-affected areas were more and more characteristic of the study area from the end of the 19th century, in parallel with the anthropogenization of the landscape, apart from the outlier, which was a result of climatic and socioeconomic reasons in the first half of the 20th century. The size of the converted areas (built-up, ploughed, afforested, etc.) has grown from around 2% to 5–6% during the examined period. According to this, the occurrence of land use anomalies in the water-affected areas was not extraordinary in the past but as time progressed, it became more common, so today we can find them in more and more places.

In the 1930's, land use anomalies of the water-affected areas occurred with a very high proportion (around 7.4%), 98% of them were due to the conversion to arable land. In my opinion, the economic (world economy and local economy crisis) and the climate change factors (the extremely dry and droughty period) by the reinforcement of each other's effects caused the ploughings of water-affected areas. Therefore complex factors, the integrated effects of socioeconomic and natural causes is supposed to play an outstanding role in the extraordinary emergence of land use anomalies. At the same time, climate alteration could have indirectly influenced the land transformation processes through the weakening of the local economy.

I found that in all of the five analyzed time horizons, from between the new land use types confronting the natural water covers and water-affected grasslands, conversion to arable land was the most typical, 77–78% of the total transformation, according to the size of the transformed land. Utilization as artificial water body (land use for water storage, irrigation, fishing, etc. purposes: 10–11%) and building-in of biotopes (8–9%) took place in a much smaller area. Forest-plantation, afforestation (3%) and utilization as vineyards, orchards, gardens (0.5–1%) are not typical on the water-affected areas belonging to the study area, but sometimes they occurred. The outstanding proportion of arable farming can be explained by its a priori large spatial share, by the demand for large area for farming, by the less labor input of ploughing, and by the smaller risk associated with the asset value, compared to the other new land use types.

The specific, point-like elements of the land cover are the traditional scattered farms and modern, residential homesteads whose density changes were analyzed with GIS method. According to the examination of highest density locations and the analysis of the most significant changes, the study area has been characterized by a general densification process of scattered homesteads and farms already from the end of 18th century.

The former garden-areas with vineyard, which now already belong partly to closely built-up in-lots or to residential areas with gardens in periphery, have been intensively densified by scattered homesteads (farms) in the three decades before 1957–59. Some settlement parts (e.g. Petőfiváros, Hunyadváros, Széchenyiváros and Hetényegyháza) went through a dynamic spread of scattered farms before their transformation, building and integrating into the inner city at the end of the 20th century. Máriahegy, Felsőszéktó, Szolnokihegy, Kőrösihegy were among the 'tanya' (farm) districts where the density changes were the biggest. These scattered farm densifications are less related to the roads, but rather to

the inner, horticultural areas. Besides that their position (closer to the city) is also outstanding compared to today's trends.

During the next three decades until 1989, besides the former garden plots, a few horticultural areas, which were not ranked as a garden plot (e.g. two blocks of farms in Katonatelepe, those parts of Felsőszéktó and Úrihegy which are situated closer to the road to Hetényegyháza), were fast inhabited (populated) and densely settled with scattered homesteads. Outside of the proximate surrounding area of Kecskemét I did not experience significant densification in this period.

Particularly in the proximate surroundings of Kecskemét, to the line of Hetényegyháza-Ballószög-Helvécia, centers with high density have been formed until our days, on the place of former garden plots, vineyards and horticultural areas (e.g. farms in Katonatelepe, Halasi úti kiskertek, Felsőszéktó-Úrihegy, Máriahegy). With smaller neighborhood radius (e.g. $r=200$ meters), densifications along the busy farm roads and causeways also emerged, among others, in some frequented parts of Kadafalva, Helvécia and Ballószög.

In comparison with the density map of the previous time horizon (1989) it can be concluded that the centers of densifications of Máriahegy, Úrihegy, Budaihegy and Vacsihegy started to spread to the outer area of Kecskemét by 2009, in the north and to the northwest, as a result of the higher densifications there. The growth of density of places situated further from Kecskemét can be noticed anywhere else, e.g. south from Katonatelepe and Hetényegyháza, as well as along the roads of periphery of Kadafalva, Helvécia, Ballószög and Sándor Szabó settlement. The biggest change affected the part of Úrihegy facing the road to Hetényegyháza where more and more people began to build new houses, probably because of the advantages given by the rural way of life and favorable traffic conditions. It is remarkable that in other parts of the study area – because of the not so high density of scattered homesteads – the changes were also not so significant except certain cases, for example the area that is directly adjacent to the in-lot of Jakabszállás, and which have been continuously built in lately by scattered homesteads.

Historical changes in the land cover and the change in landscape condition during the development of landscapes can be evaluated from the point of view of landscape protection. One of the main objectives of my dissertation was to examine the changes and the state of the present landscape through the lense of complex landscape protection, and with ecological and landscape historical approach.

Based on the last analysed, 100-meter resolution raster data layer of time horizon of the year 2009, the total area of the grasslands and wetlands in the examined area was about 14 thousand hectares. According to my calculations, from this only about 43% were stable grasslands (with or without groves) and wetlands between 1881–83 and 2009. Compared to the sizes of all grasslands and wetlands in 2009, at the end of the 1950's still 56%, but in the years of regime change, just about 46% had a stable land cover. This reflects the continuous loss of lands which are especially valuable from the point of view of landscape protection and nature conservation.

I examined the recent changes of grasslands and wetlands with special attention, which were stable land covered until the 4th time horizon (1992–1996). Based on the validated results obtained by the selection from the 100×100 m cell-sized, combined raster database, 5.2% of grasslands and wetlands which were stable between 1881–83 and 1992–96, have been destroyed in the recent past. For the destruction of stable grasslands and wetlands, the conversion to arable land (68–69%) and the afforestation and self-forestations (20–21%) were primarily responsible. It has also been happened that they were transformed into vineyards, orchards and gardens with small parks (5%), or into water facilities (reservoir, fishpond, fishery, etc. 2%), or in some case, they have fallen victim to building (4%).

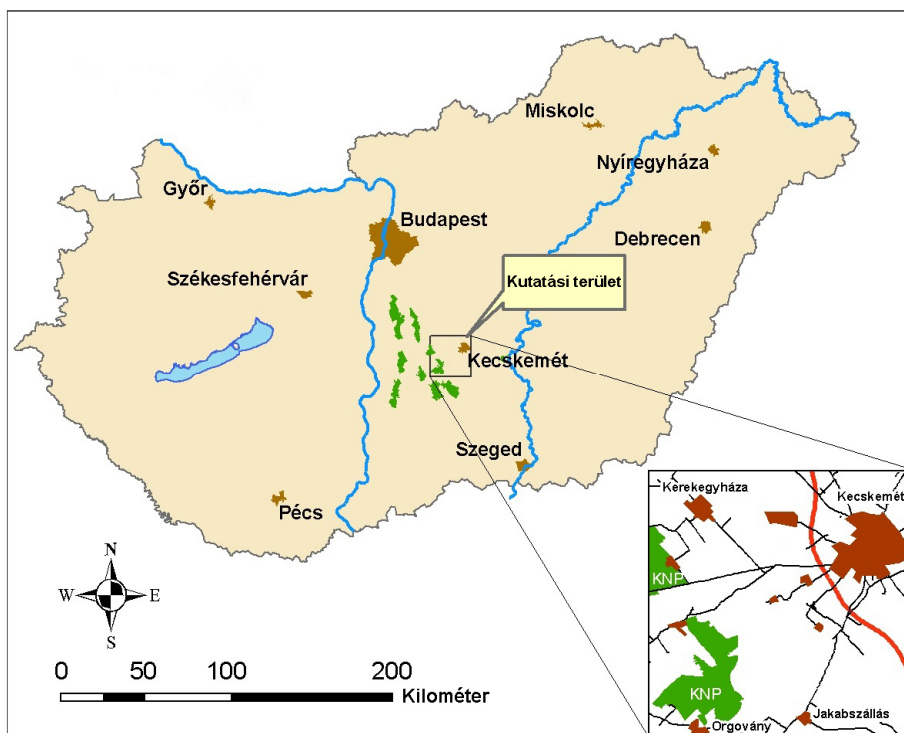
According to my results, it can be stated that in the examined study area, there is no such a traditionally as a vineyard or orchard cultivated, contiguous, several hectares sized production area of horticulture, which would have significant value for landscape protection due to its cultural historical significance. Traditional small-scale field horticulture as a cultural historical value can be found now only locally.

I have found that the measurable loss of grasslands in our days is critical from the point of view of landscape protection for several reasons. Because of their ecological significance, their role in open steppe landscape character, their visual landscape value and also their landscape potentials (ecosystem services), the isolation and fragmentation of them and the decline in their share is very unfavourable.

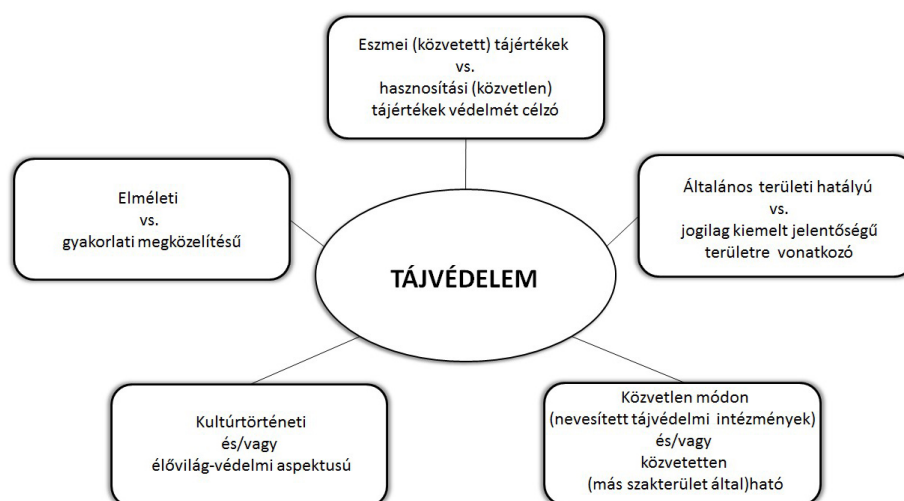
Based on the relative proportions of the aggregated extent of grasslands and arable lands compared with that of the forests (which was found to be minimum 12-times bigger), the study area during the periods preceding the era of Antrop's „post-modern landscapes” (pre-World War II) could be always characterized by open steppe landscape character. Nowadays, the above rate is only 2.4-times, which also demonstrates the closeness of the landscape scenery. The decline in the arable land size in the recent past was mainly caused by afforestation with plantation-like tree stocks and with alien species, resulting in exponentially the character loss of the open steppe landscape and the formation of closer landscape scenery. The continuous growth of built-up areas, which is characteristic especially to Kecskemét's fringe zone, also raise landscape protection problems due to the loss of area suitable for agricultural use, and the unfavourable change in landscape aesthetic conditions. The further expansion of urban space and modern, residential scattered homesteads, which do not fit in landscape scenery, in particular within a stripe enclosed with circles of 10 and 15 km radius from the city center, could be a threatening factor in the future. In these areas, the landscape scenery is still favourable, due to the high proportion of semi-natural areas, to the presence of traditional scattered farms fitting well in the landscape and to the presence of other unique landscape features. At the same time, the lack or at least the small proportion of landscape-alien artificial facilities is also characteristic of these areas threatened by urban sprawl or spreading of residential scattered homesteads.

From the point of view of landscape protection, the most valuable landscape part of the research area is the region outside the circle of 15 km from the center of Kecskemét where most of the traditional, archaic and scattered farms having special landscape value are situated, and where the highest proportion of semi-natural areas with various habitat composition and outstanding landscape scenery importance can be found. Besides the highly protected national park units which are in more stable situation, we can also find landscape parts with such a worth that can be measured to them (e. g. Köncsőgpuszta, Kunpuszta). In my opinion, due to the large extent of this zone and the great number of its landscape values with incorporal importance, it deserves a landscape-scale protection.

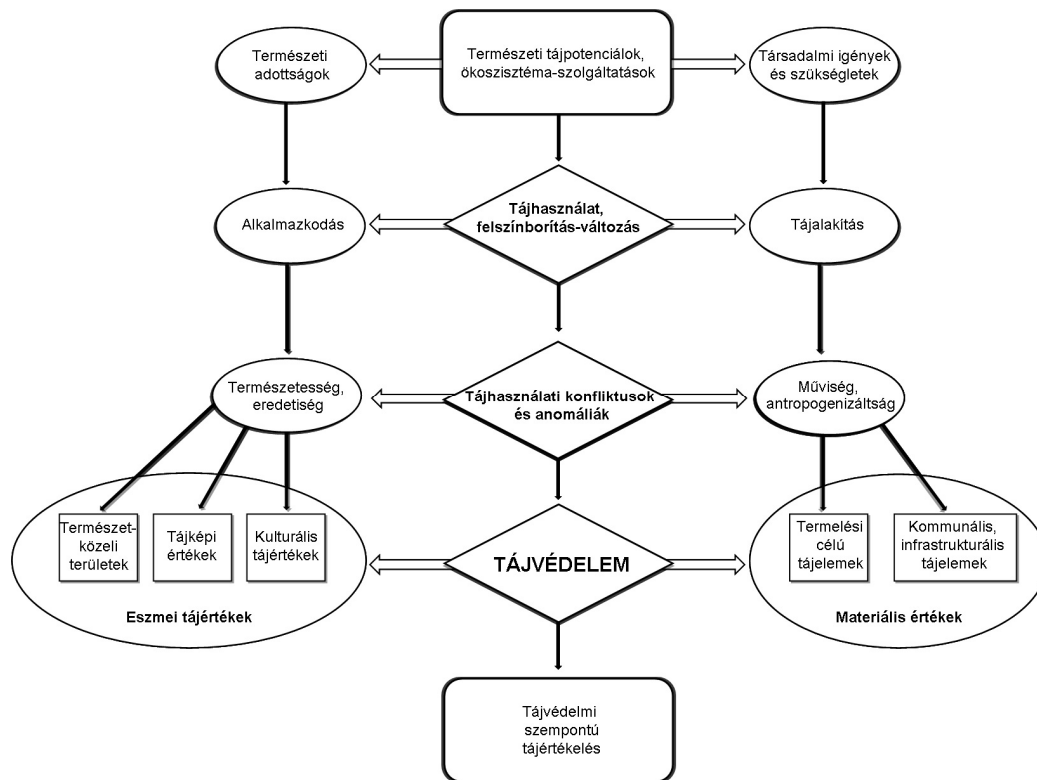
Mellékletek (Ábrák)



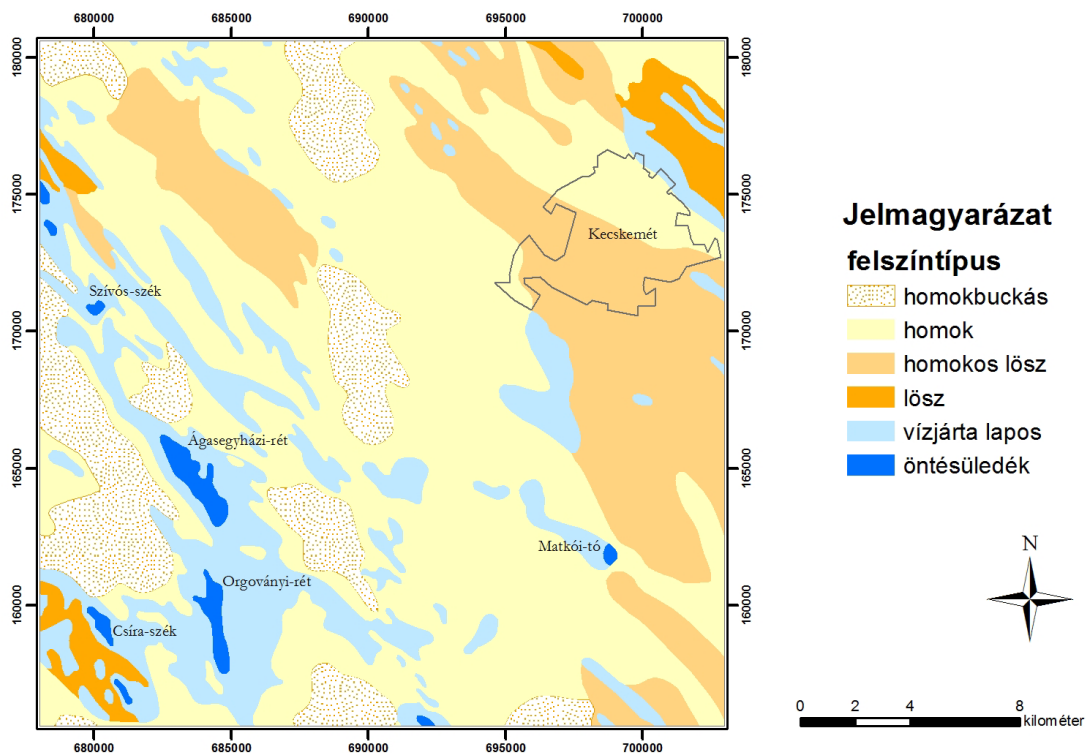
1. ábra. A kutatási terület elhelyezkedése



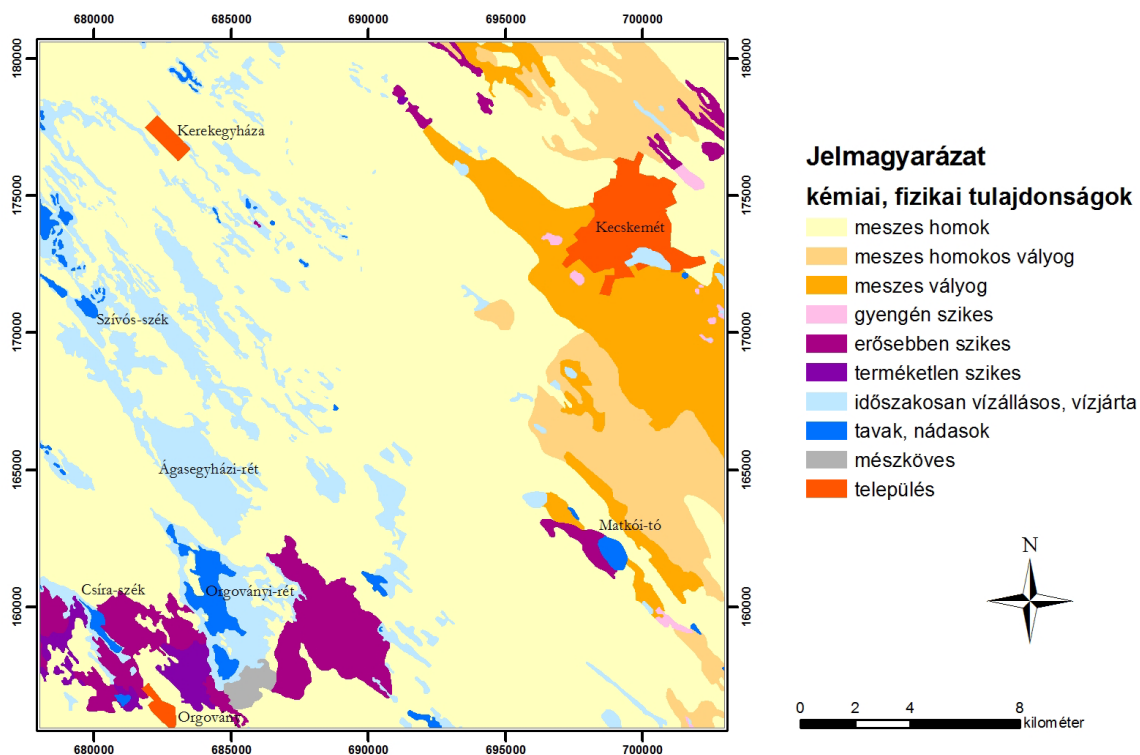
2. ábra. A tájvédelem kettősségei (saját szerkesztés)



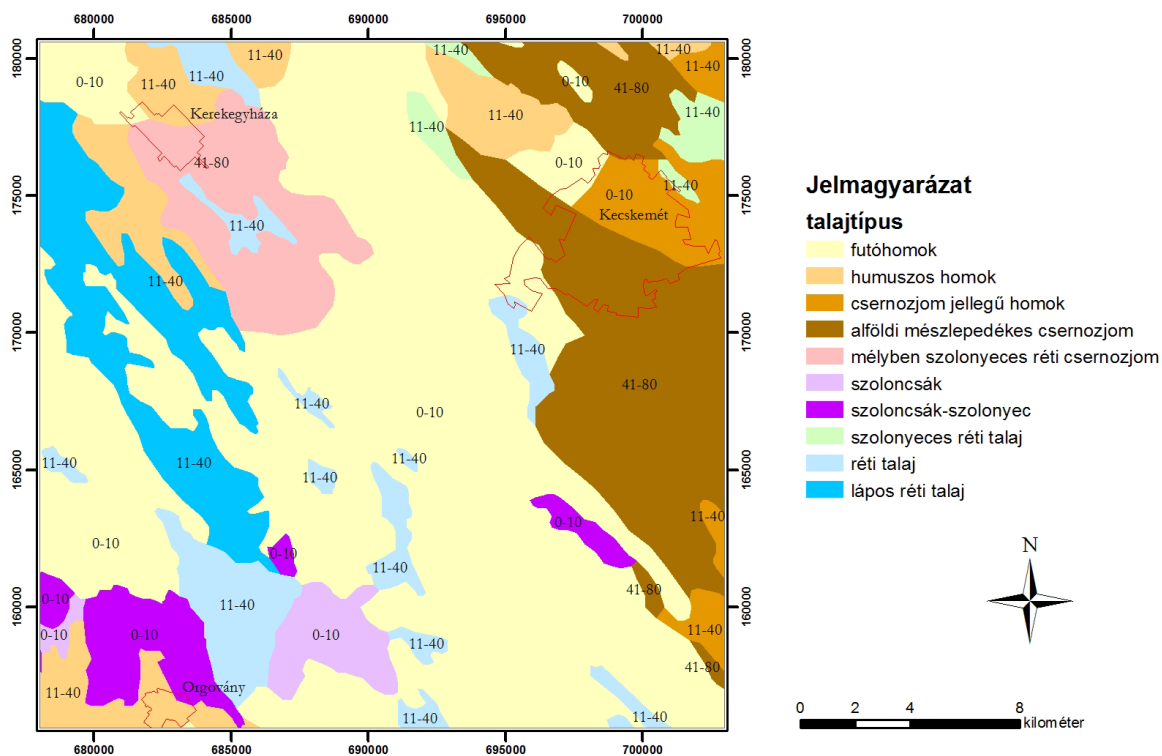
3. ábra. A disszertációban használt legfontosabb fogalmak, tárgykörök és azok kapcsolódása (Saját szerkesztés. A főbb tárgyköröket rombuszok, a kapcsolódó fogalmakat oválisok, a kezdeti és végső tárgykört lekerekített téglalapok keretezik. Az ellentétpárokat vastag nyilak, az egymásból levezethető fogalmakat és tárgyköröket feketenyilak jelzik.)



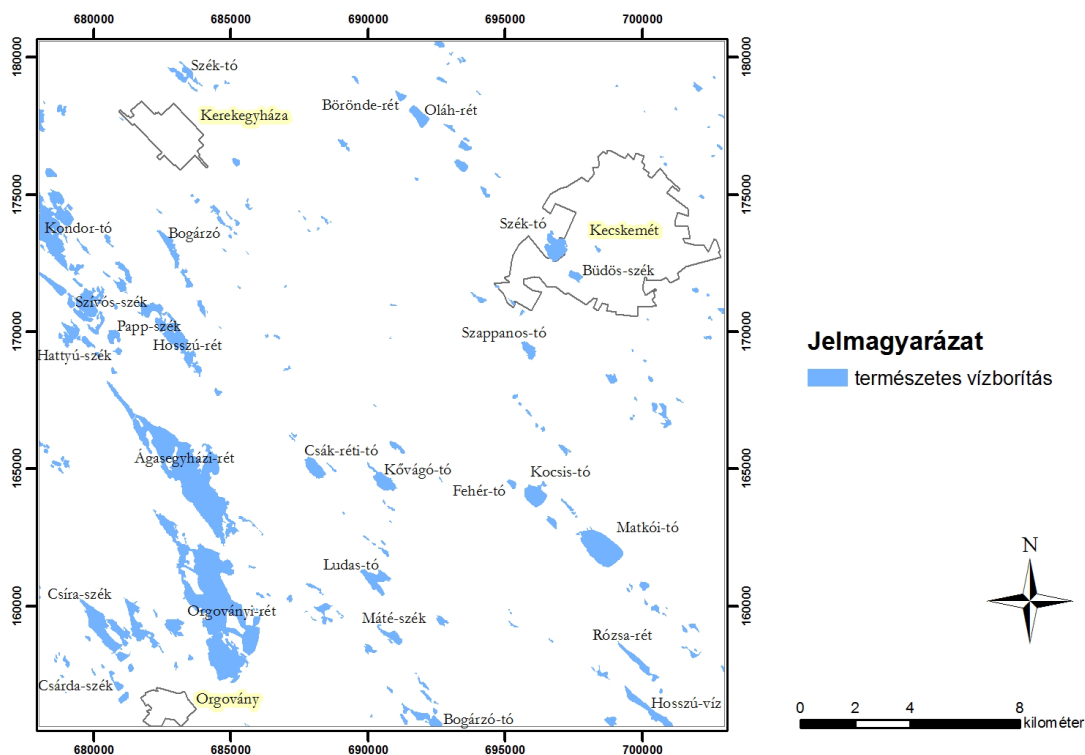
4. ábra. A kutatási terület geomorfológiai egységei Pécsi (1968) adatai alapján (saját szerkesztés)



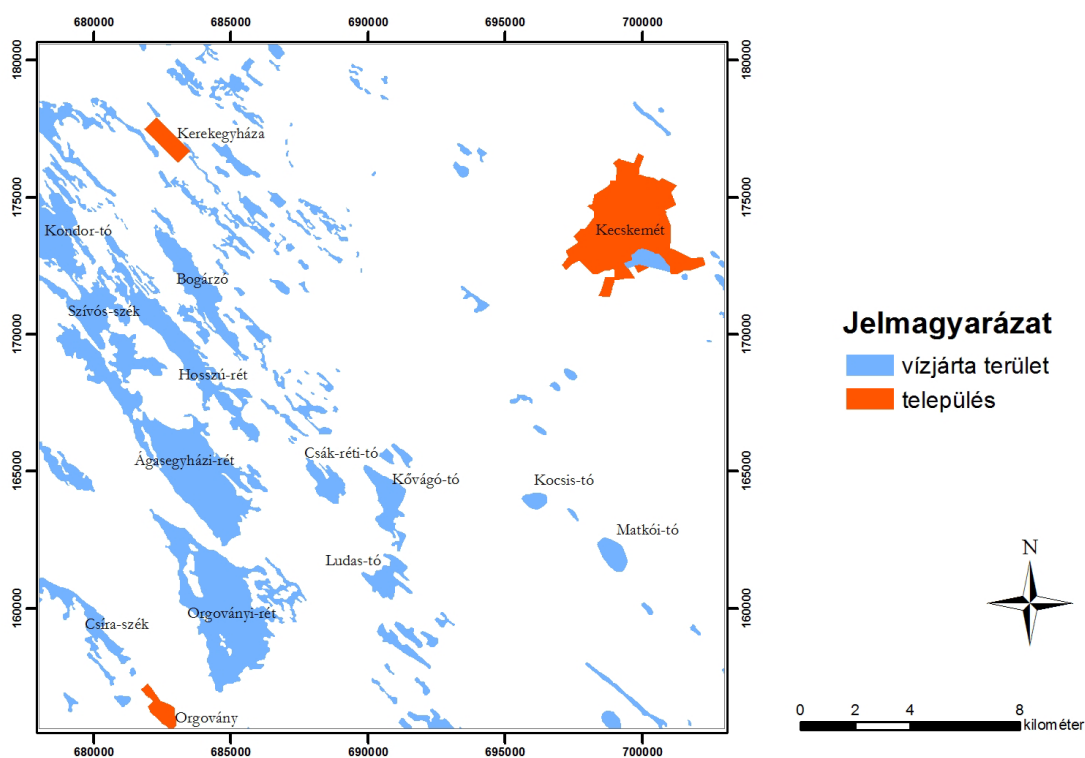
5. ábra. A kutatási terület talajtípusai a Kreybig-féle térképsorozat (1942) alapján (saját szerkesztés, az erdők nélkül)



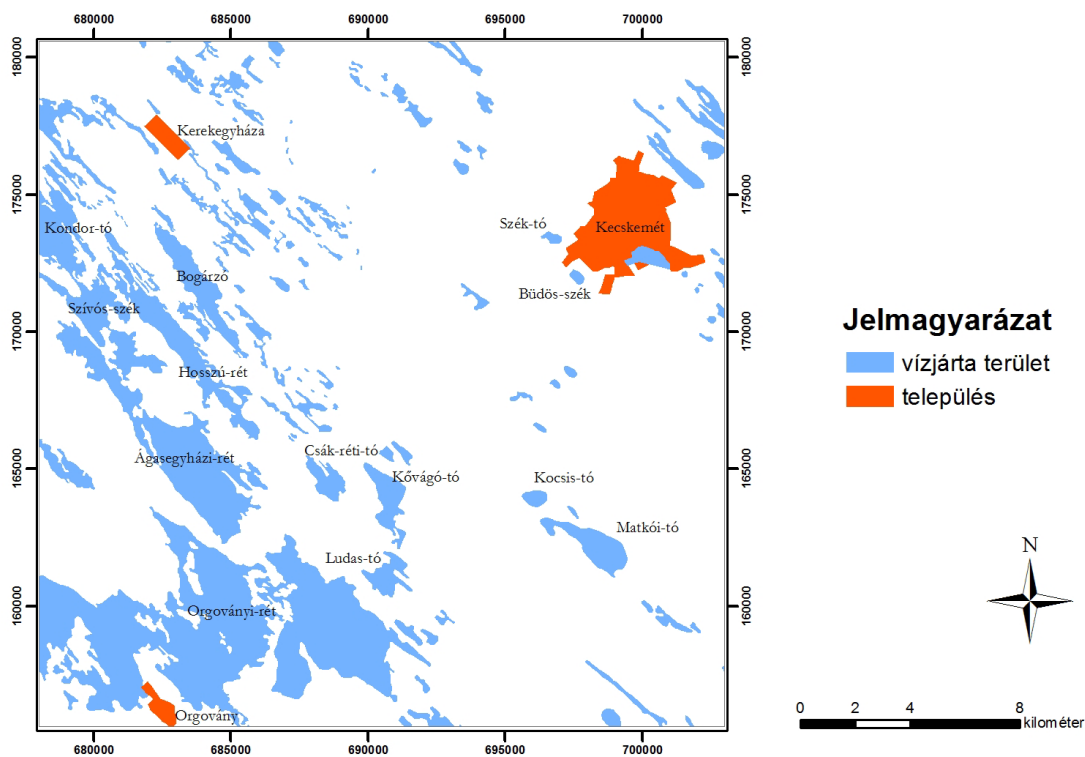
6. ábra. A kutatási terület talajtípusai az AGROTOPO-adatbázis alapján, az egyes foltok talajérték-szám szerinti kategóriájával



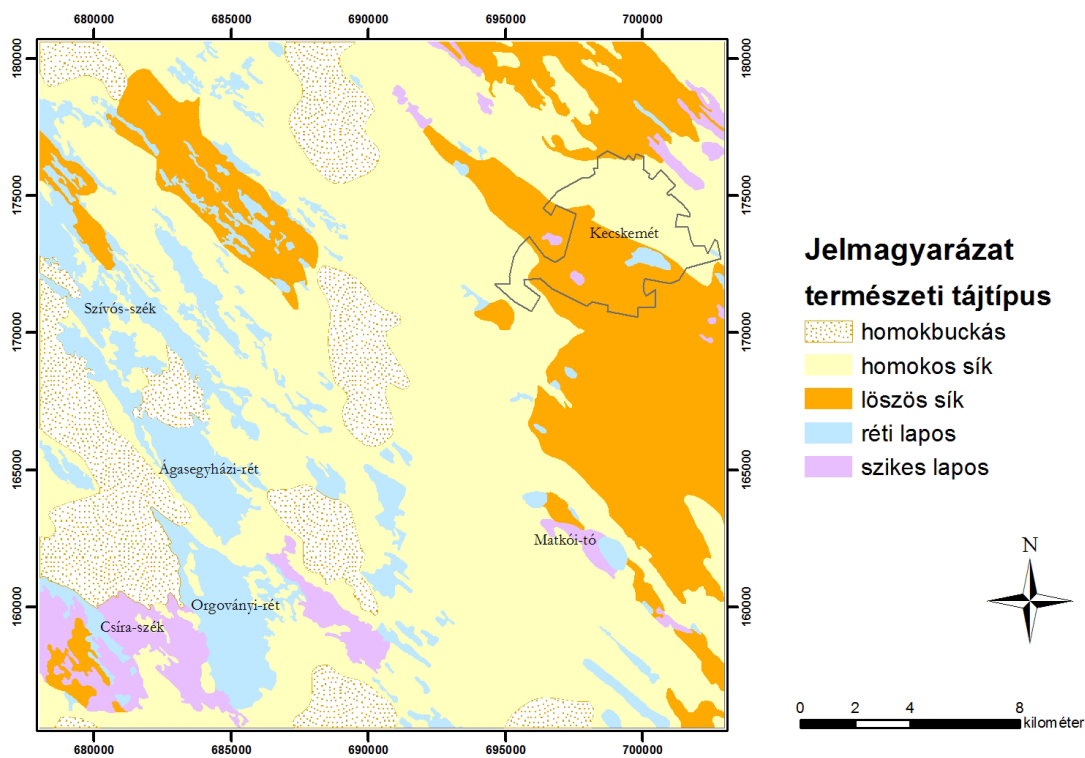
7. ábra. A természetes vízborítások térképe (saját szerkesztés)



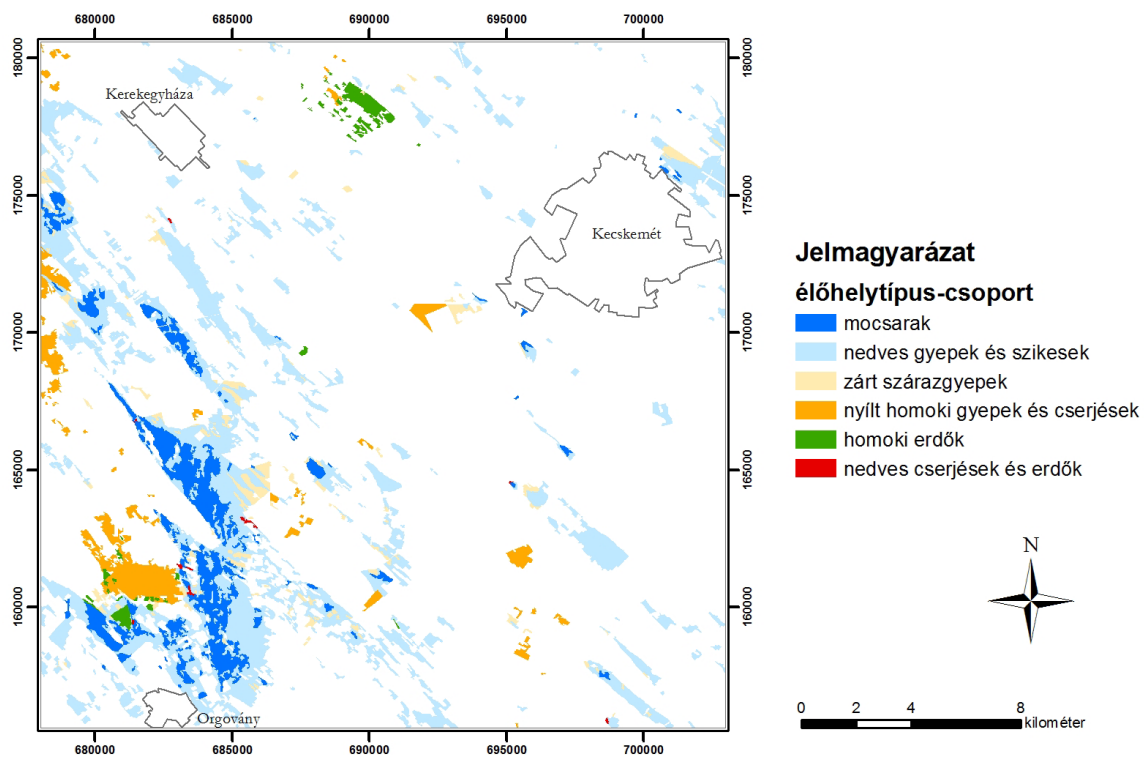
8. ábra. A hidromorf talajú, vízjárta területek térképe a Kreybig-féle térképsorozat (1942) alapján (saját szerkesztés)



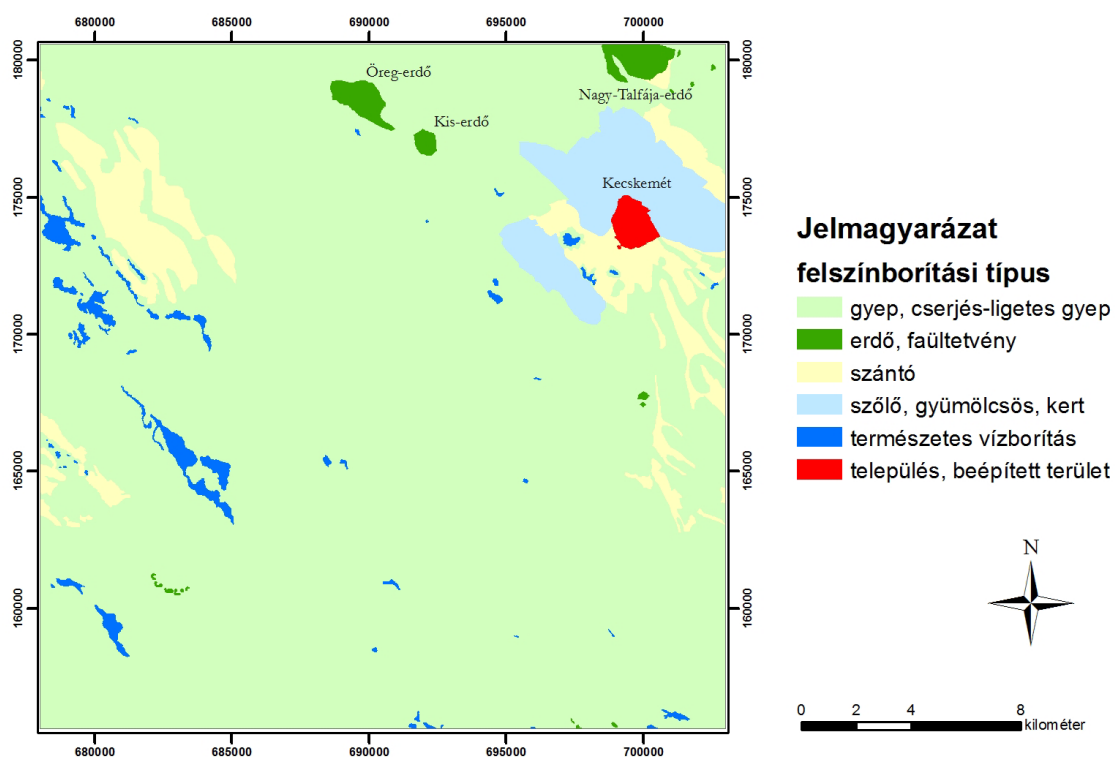
9. ábra. A hidromorf talajú, vízjárta területek térképe (2. változat) a Kreybig-féle térképsorozat (1942) alapján (saját szerkesztés)



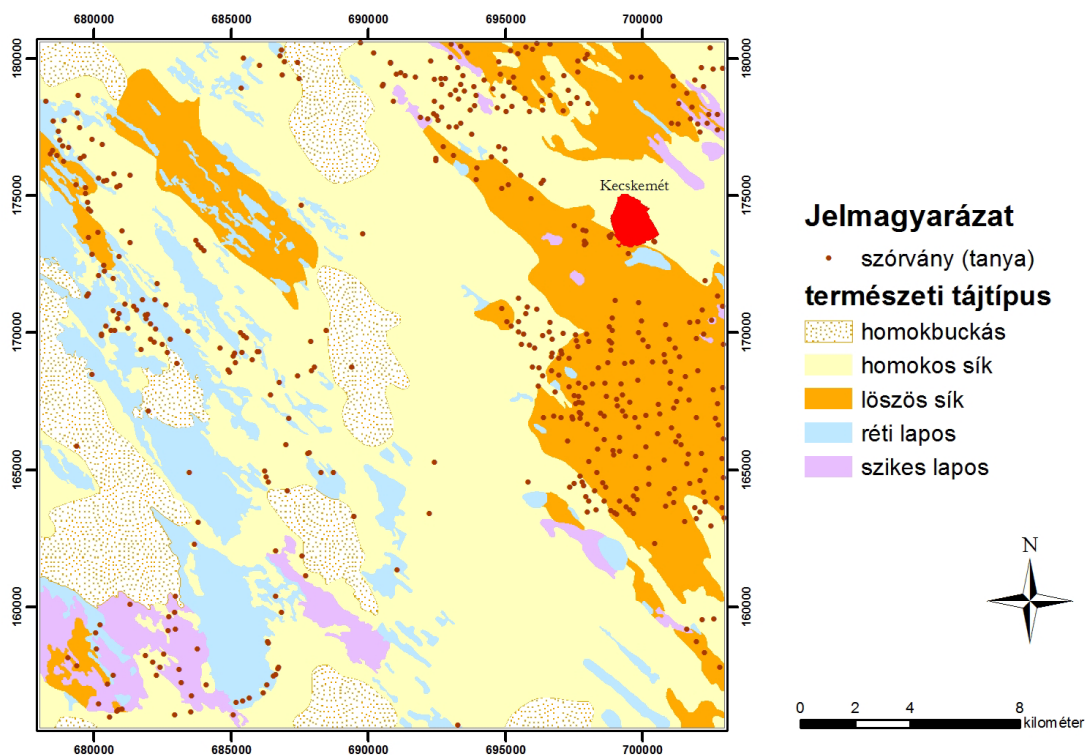
10. ábra. A természeti tájtypusok (tájtypus-területek) térképe (saját szerkesztés)



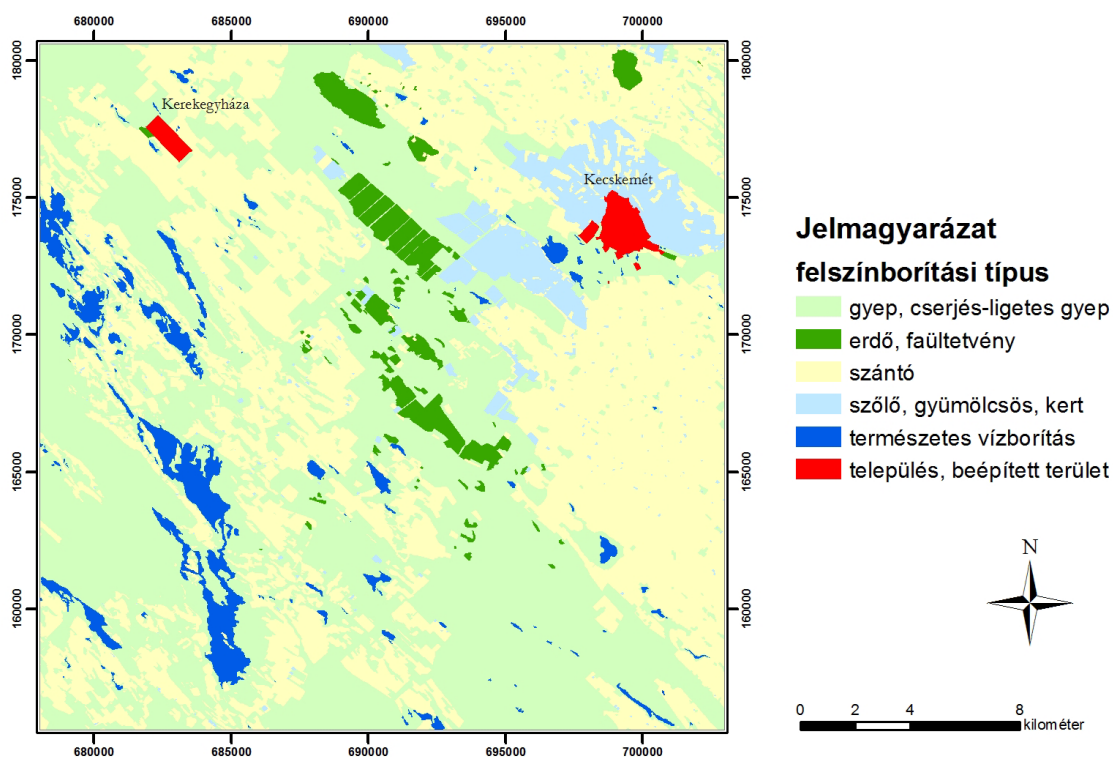
11. ábra. Élőhelytípus-csoportok térképe (saját szerkesztés)



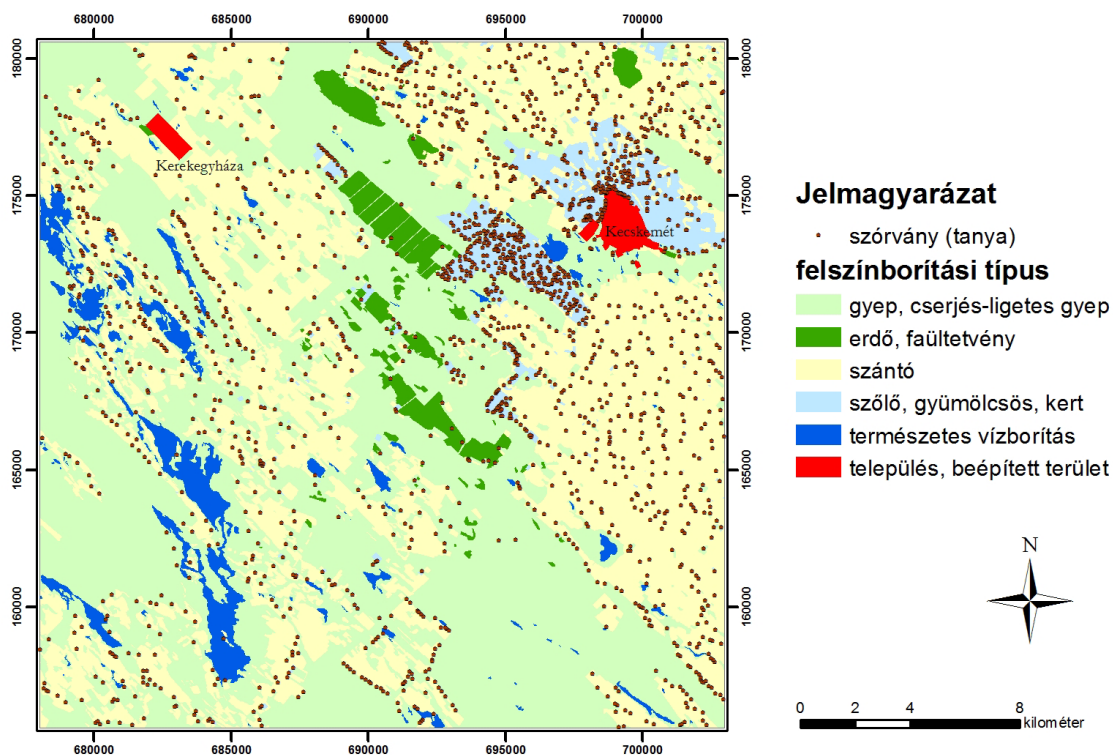
12. ábra. Felszínborítás a 18. század végén



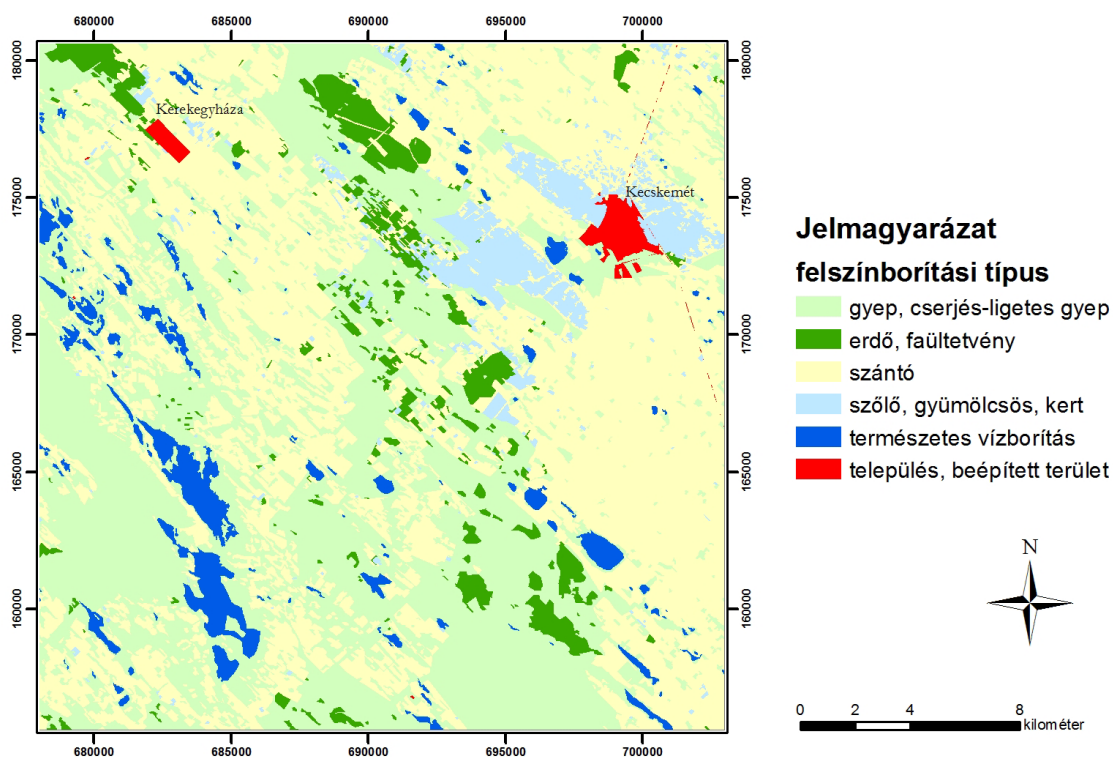
13. ábra. A szórványok (tanyák) elterjedése a különböző tájtípus-területeken a 18. század végén



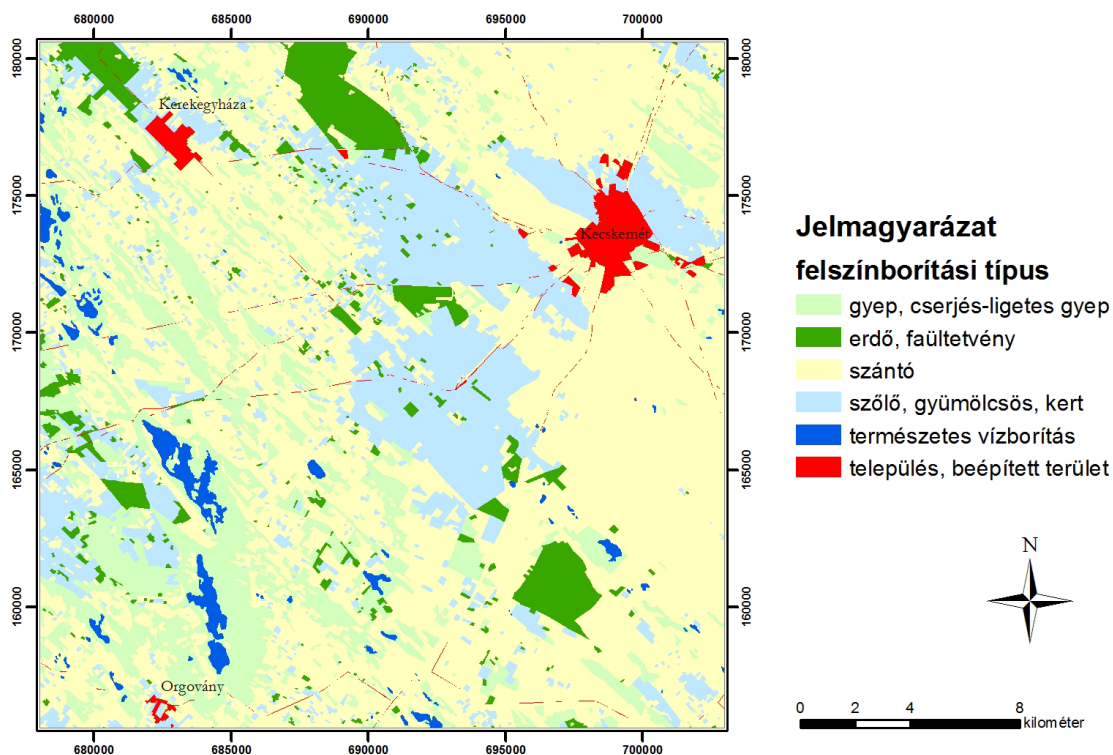
14. ábra. Felszínborítás a 19. század közepén



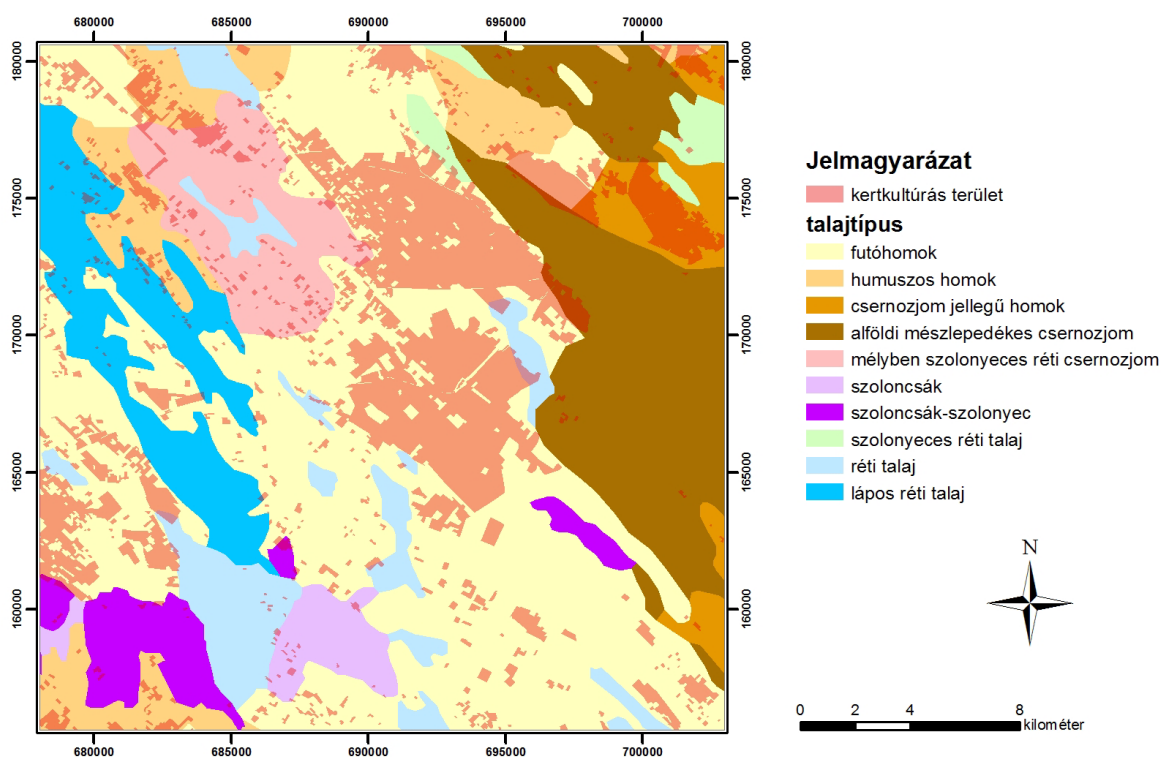
15. ábra. A felszínborítási típusok területfoltjainak és a tanyák pontadatbázisának egybevetése (19. század közepe)



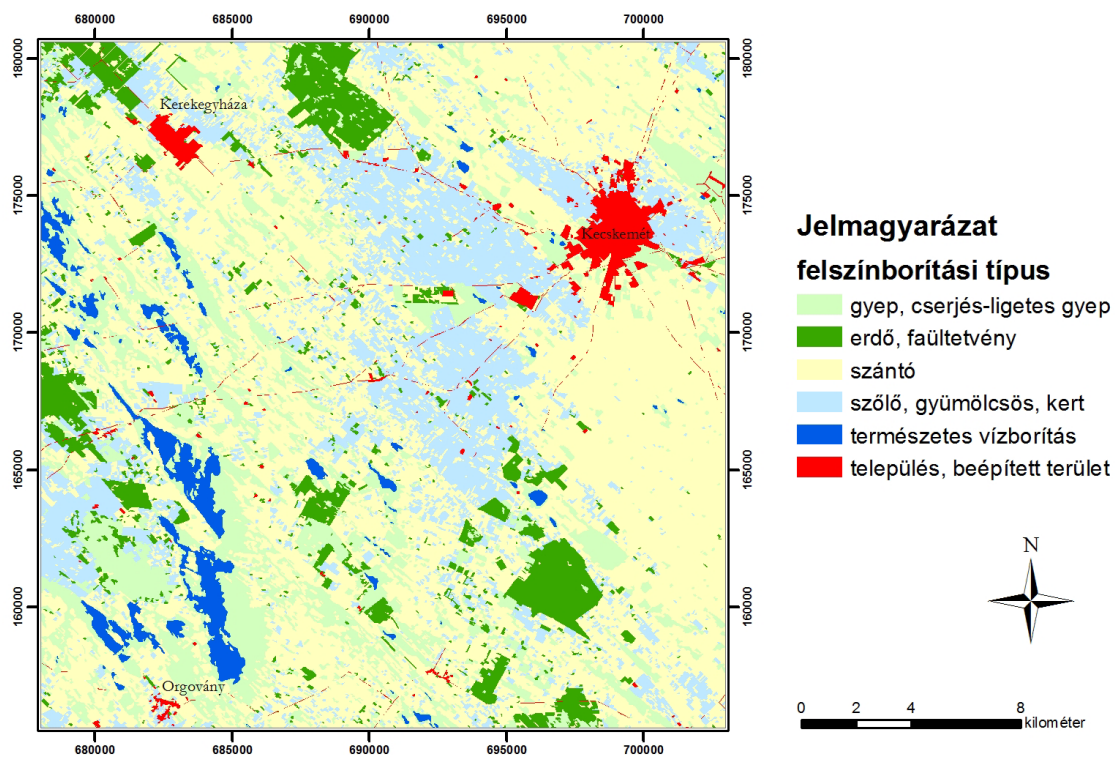
16. ábra. Felszínborítás a 19. század végén



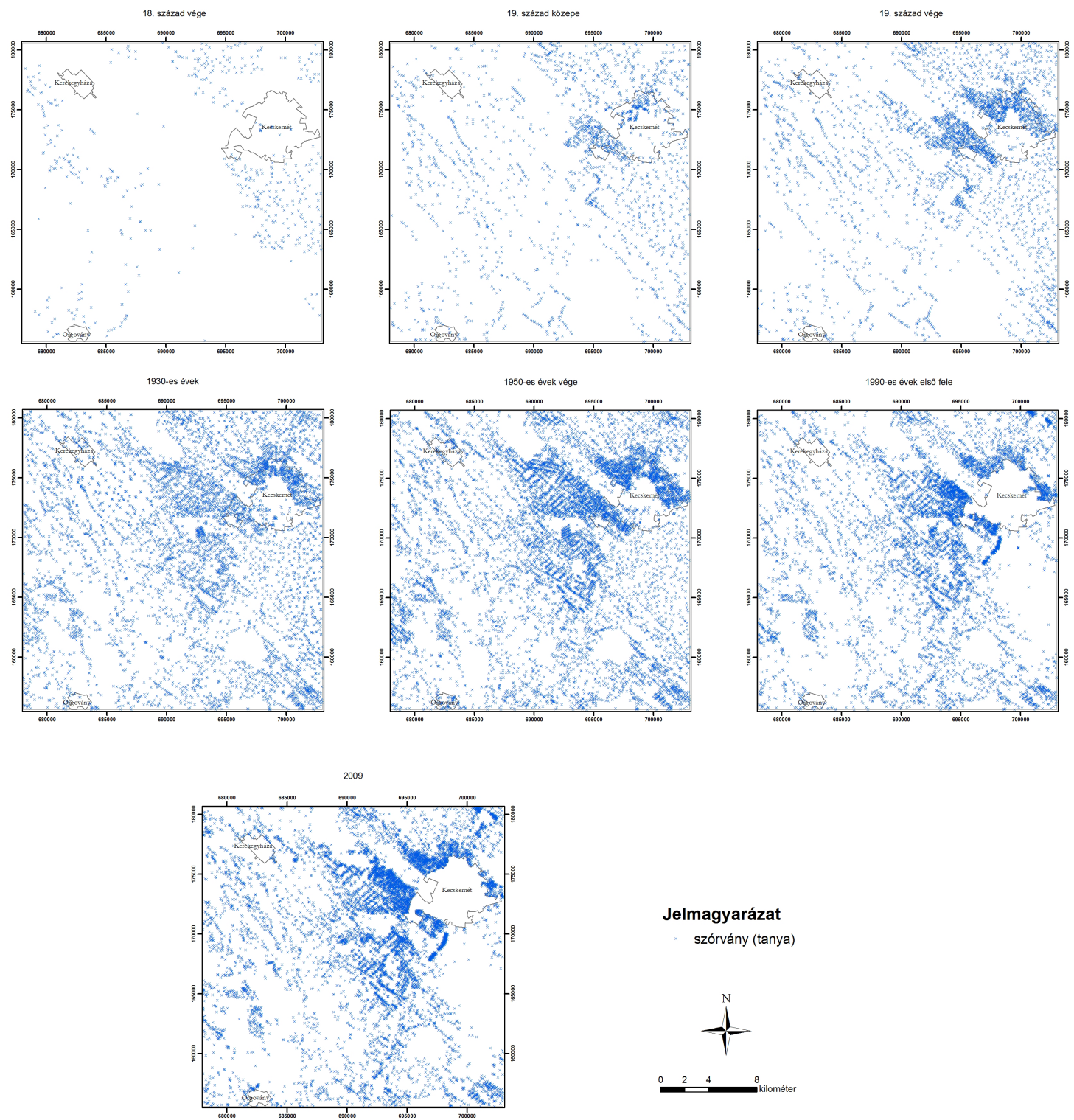
17. ábra. Felszínborítás az 1930-as évek táján



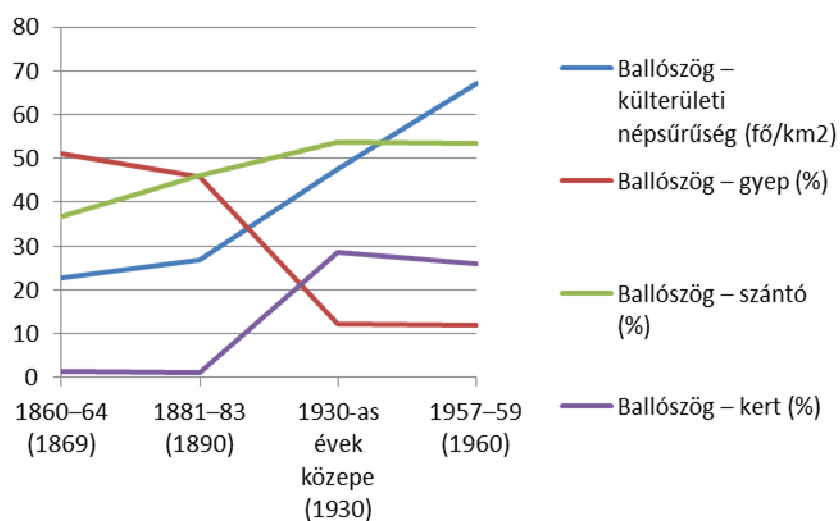
18. ábra. A kertkultúras területek és az AGROTOPO-adatbázis szerinti talajtípusok egybevetése (1930-as évek)



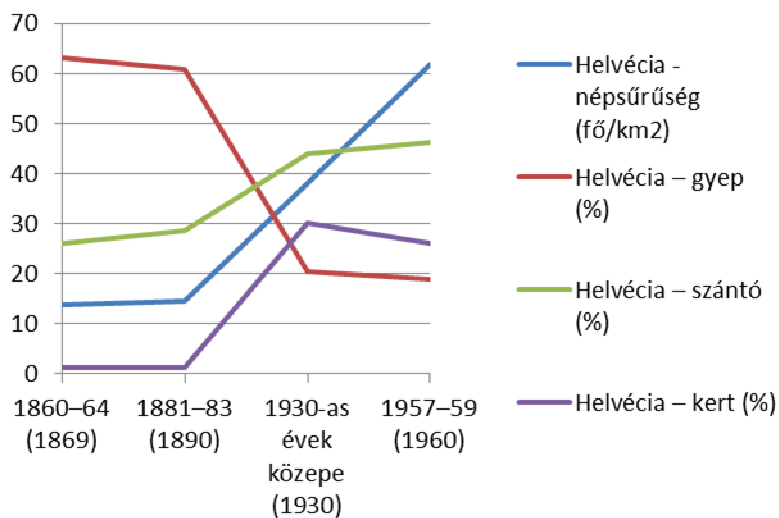
19. ábra. Felszínborítás az 1950-es évek végén



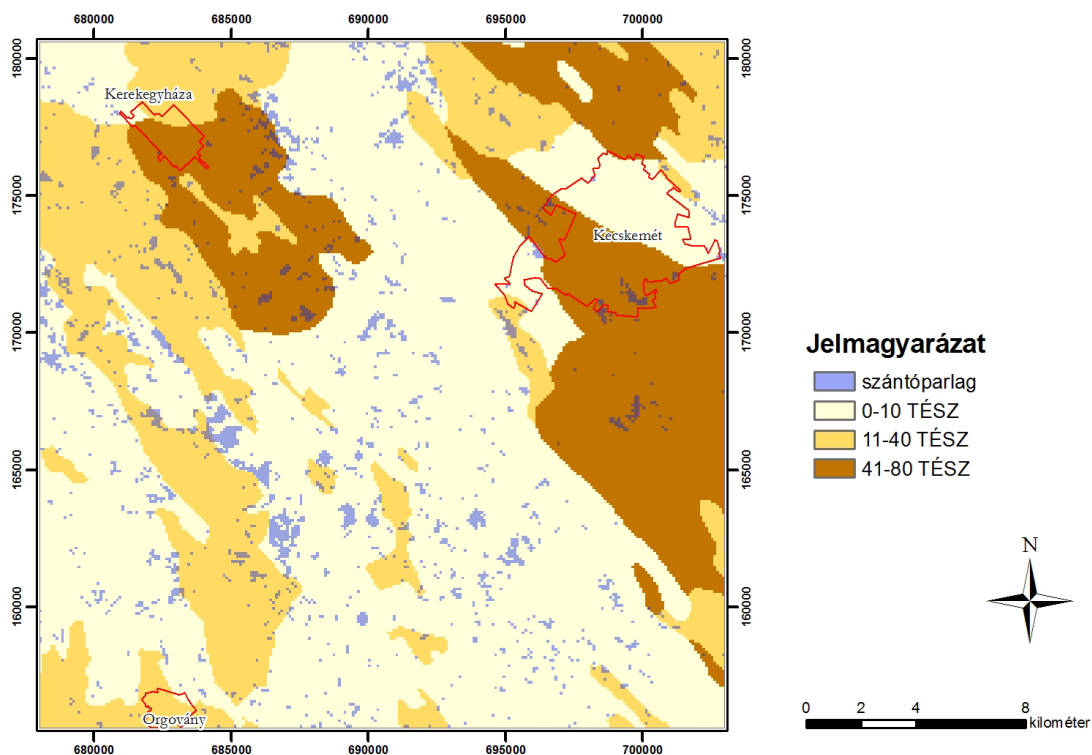
20. ábra. A szórványhálózat kiépülése a 18. század végétől 2009-ig



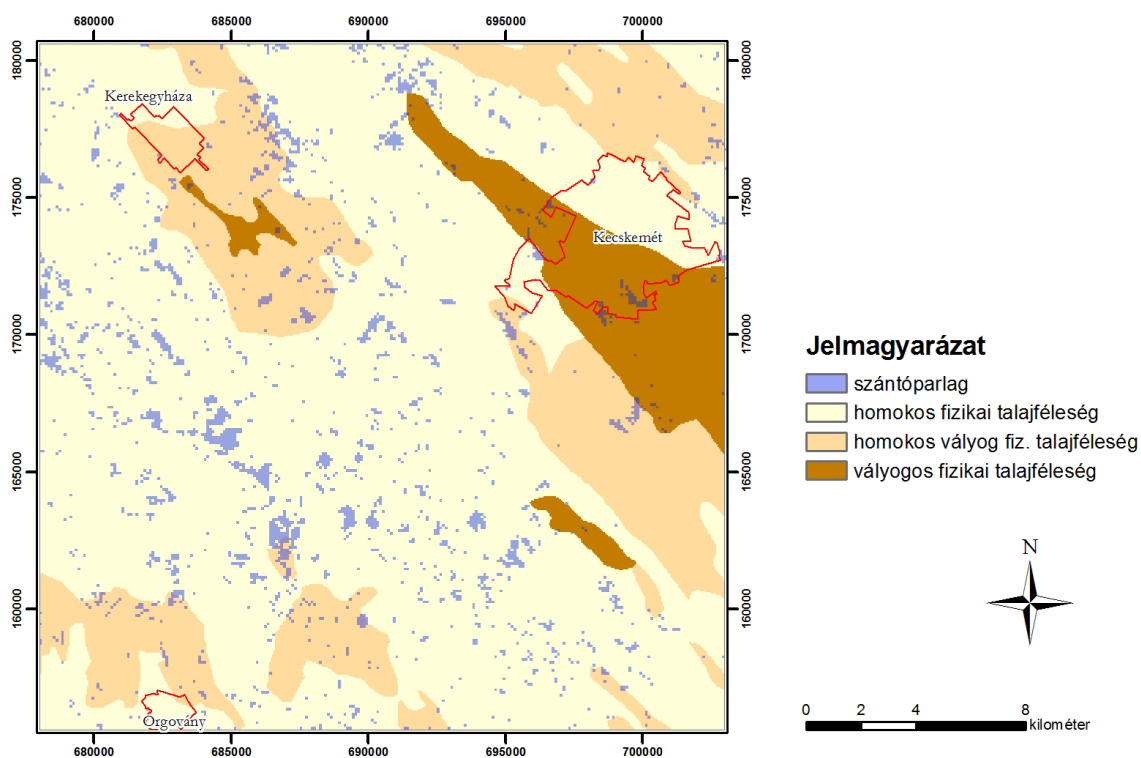
21. ábra. A külterületi népsűrűség, illetve a gyep, szántó és kert felszínborítási típusok arányának változása a mai Ballószög területén, a 19. század végétől az 1950-es évek végéig (az x tengely feliratainál zárójelben a népességi adatok származási éve)



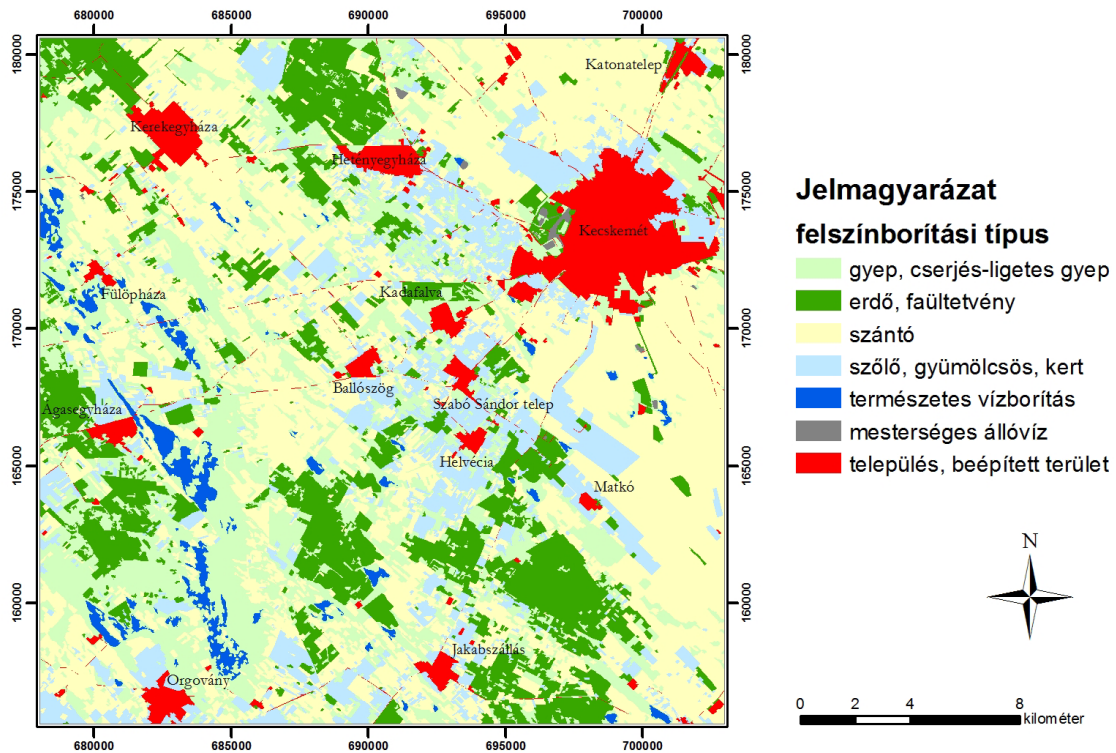
22. ábra. A külterületi népsűrűség, illetve a gyep, szántó és kert felszínborítási típusok arányának változása a mai Helvécia területén, a 19. század végétől az 1950-es évek végéig (az x tengely feliratainál zárójelben a népességi adatok származási éve)



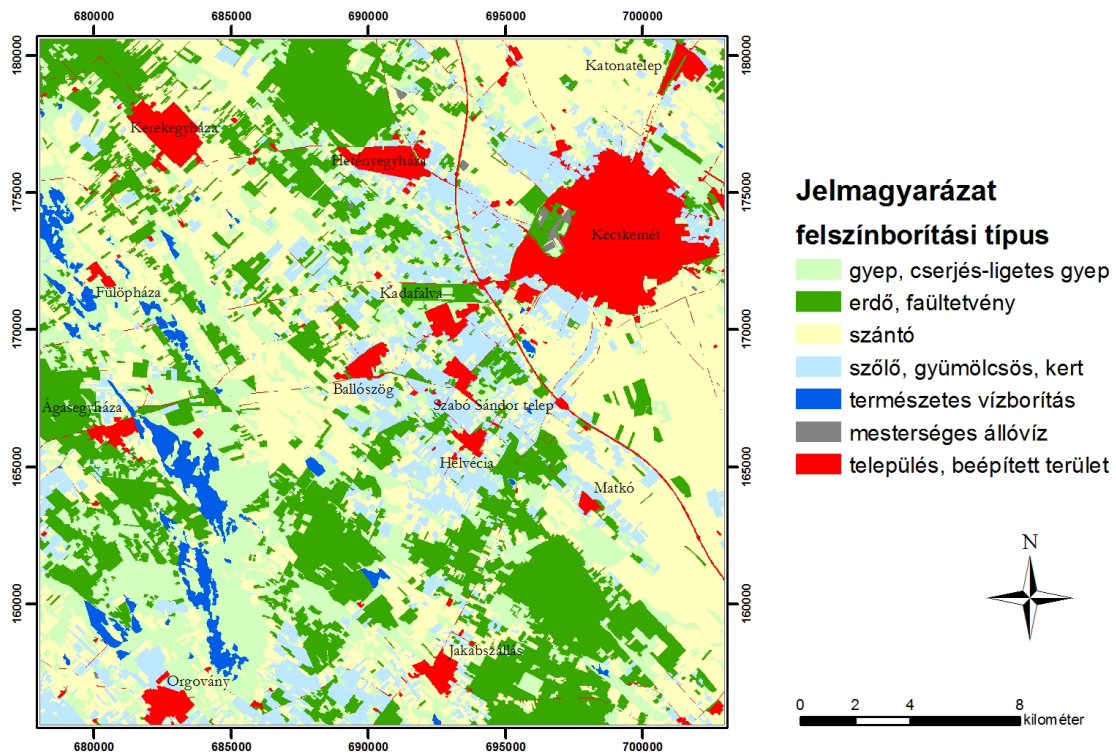
23. ábra. Az 1950-es évek végének szántóiból lett gyepek (szántóparlagok) elhelyezkedése a különböző talajértékszámú területeken, az 1990-es évek első felében



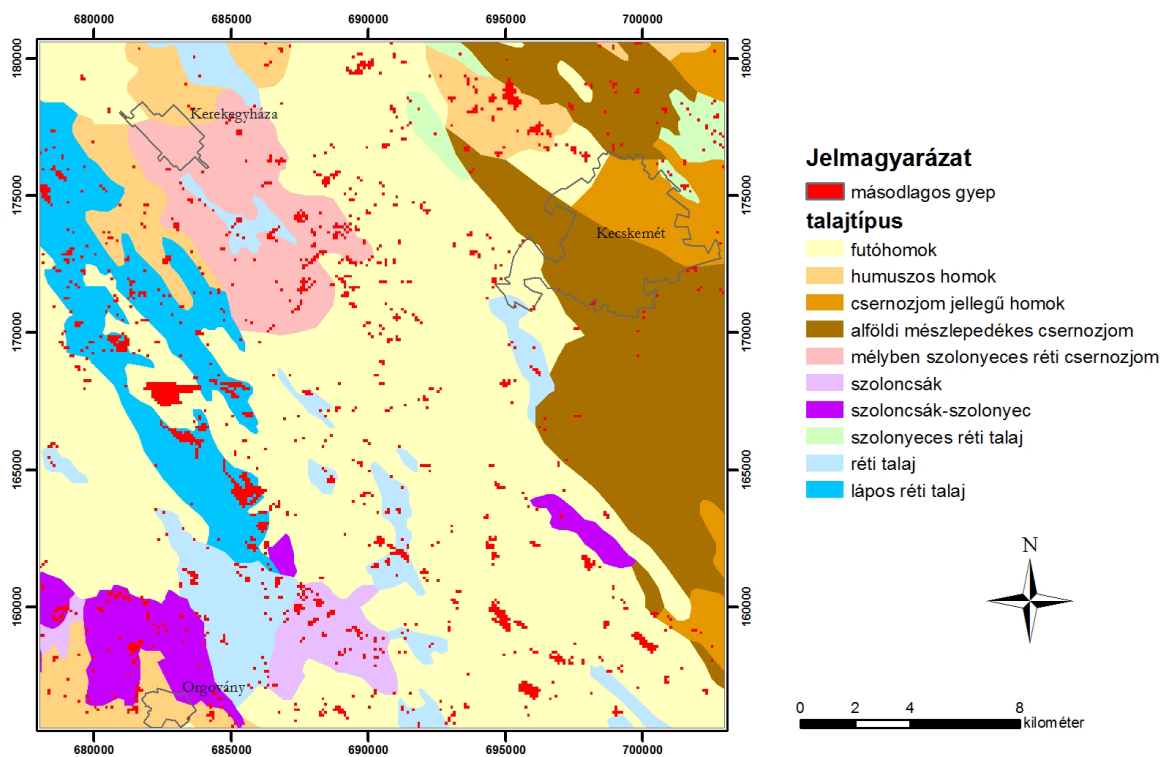
24. ábra. Az 1950-es évek végének szántóiból lett gyepek (szántóparlagok) elhelyezkedése a különböző fizikai talajféleségű területeken, az 1990-es évek első felében



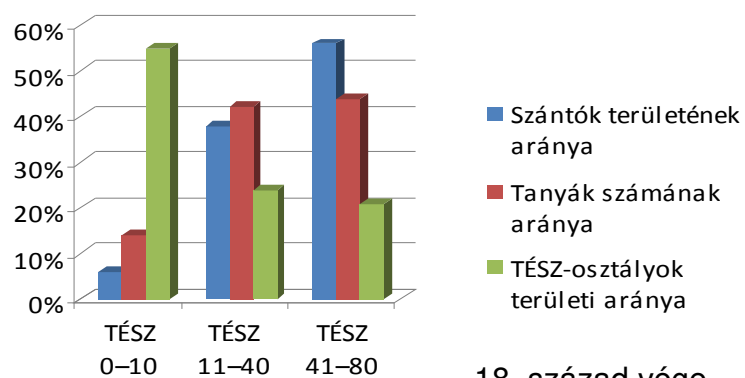
25. ábra. Az 1990-es évek első felének felszínborítása



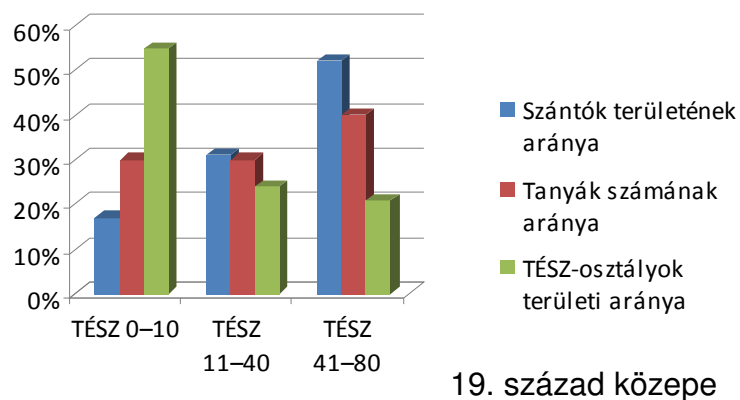
26. ábra. A 2009. év felszínborítása



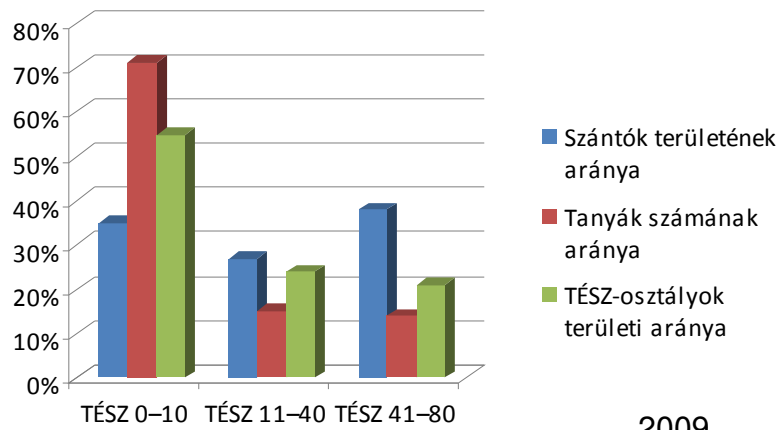
27. ábra. A másodlagos gyepek (2009. év) és az AGROTOPO-adatbázis szerinti talajtípusok egybevetése



28. ábra. A szántók területi és a tanyák számbeli aránya TÉSZ-osztályonként, a TÉSZ-osztályok területi arányához viszonyítva, a 18. század végén

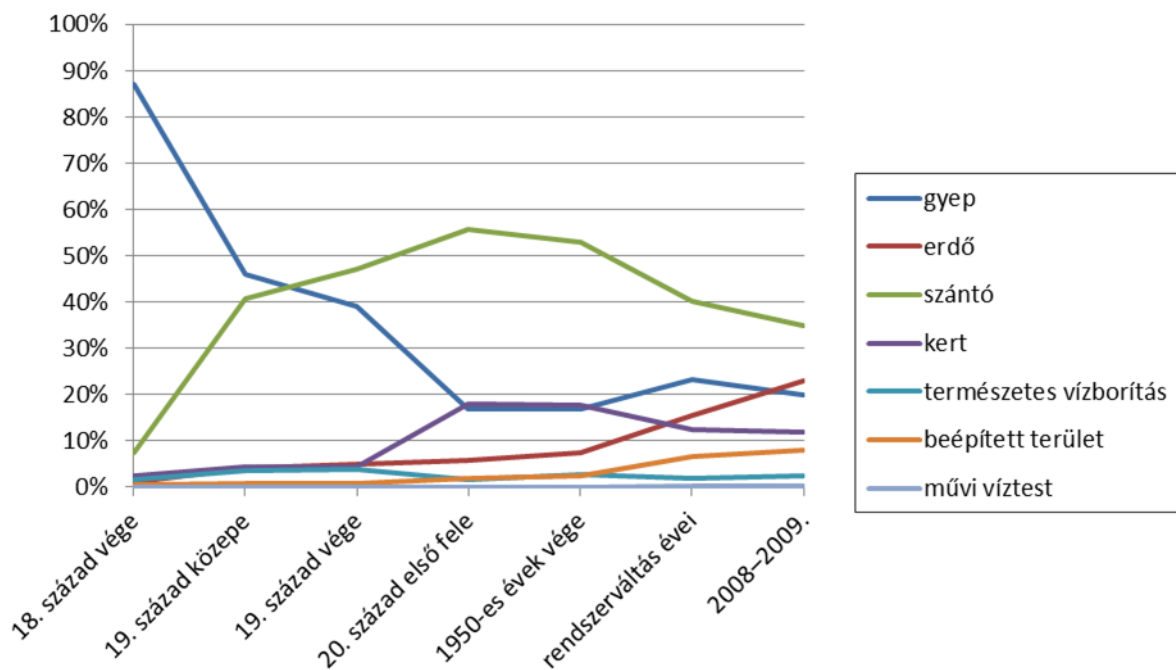


29. ábra. A szántók területi és a tanyák számbeli aránya TÉSZ-osztályonként, a TÉSZ-osztályok területi arányához viszonyítva, a 19. század közepén

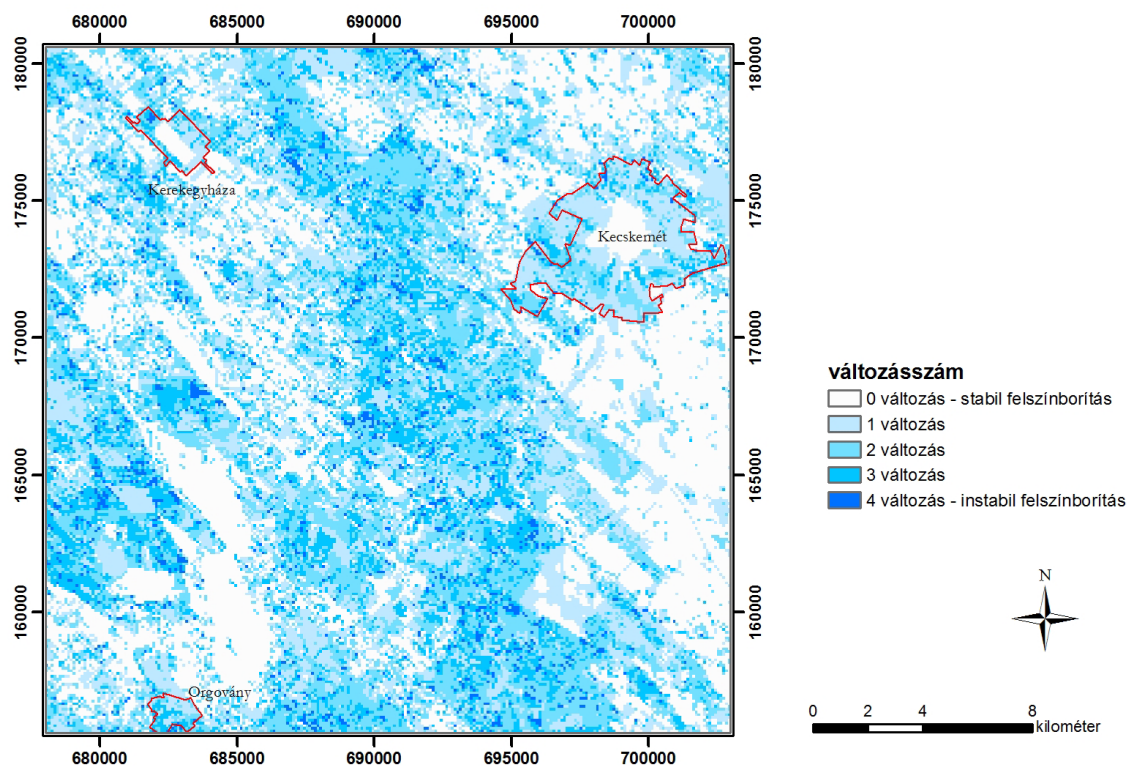


2009.

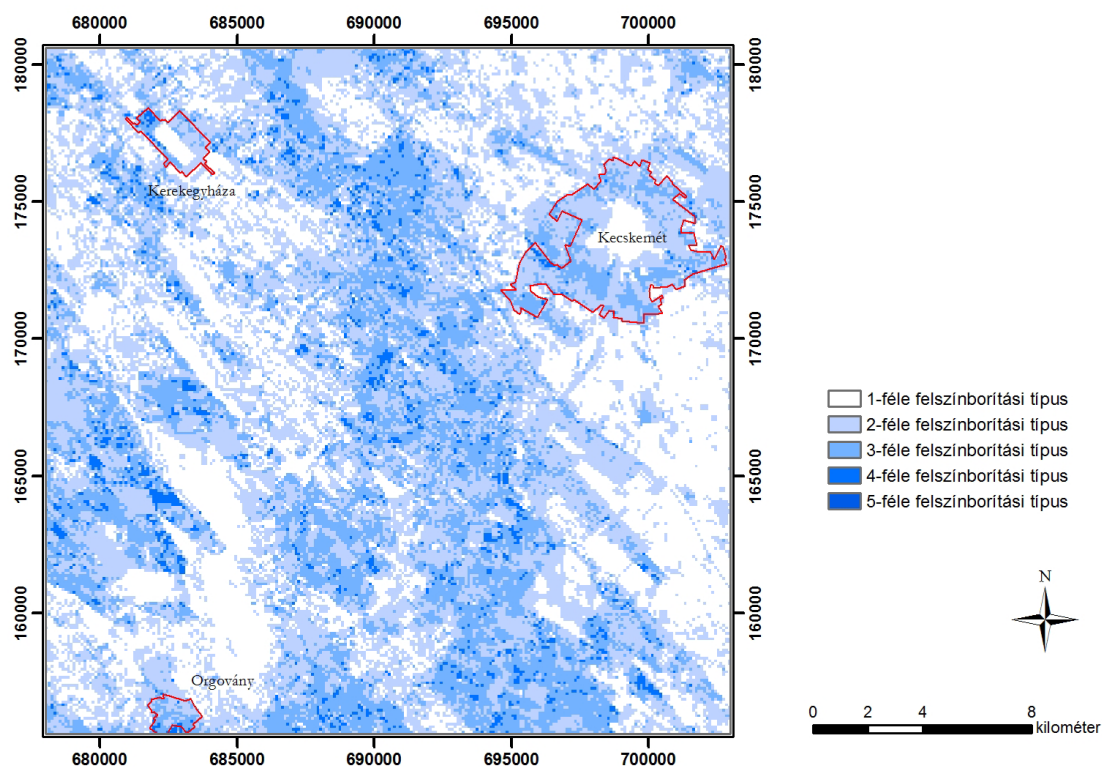
30. ábra. A szántók területi és a tanyák (szórványok) számbeli aránya TÉSZ-osztályonként, a TÉSZ-osztályok területi arányához viszonyítva, 2009-ben



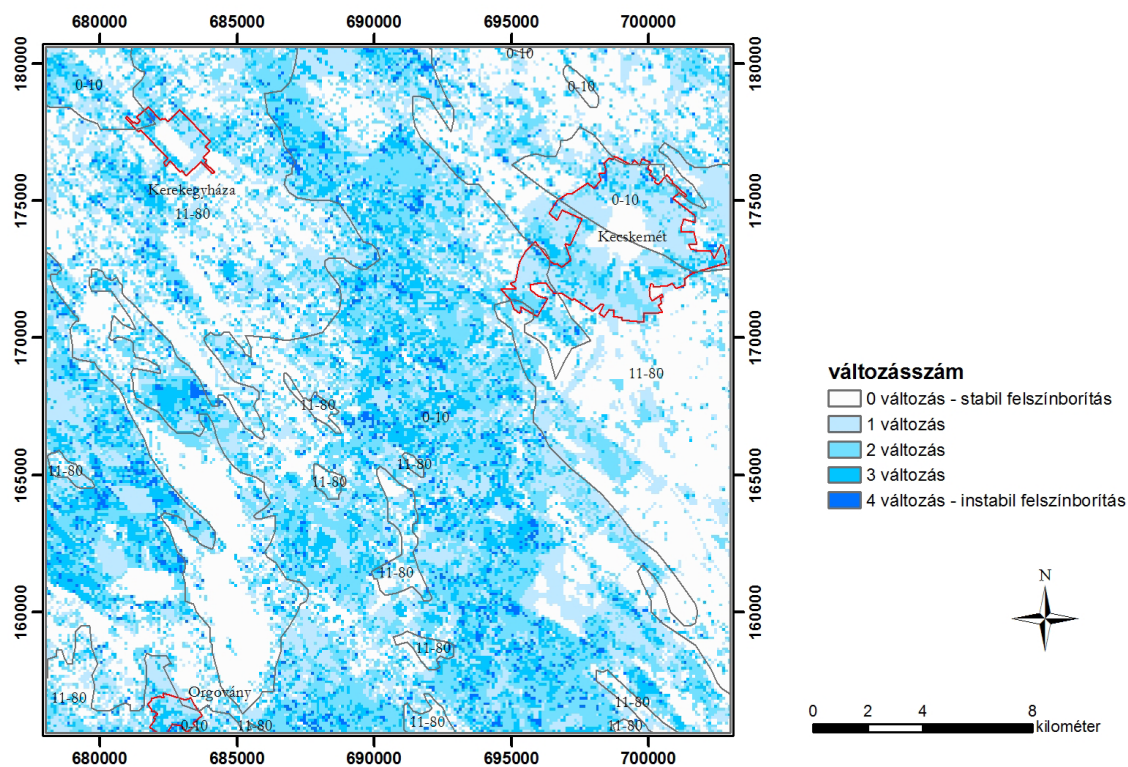
31. ábra. A felszínborítási típusok arányának változása a 18. század végétől 2009-ig



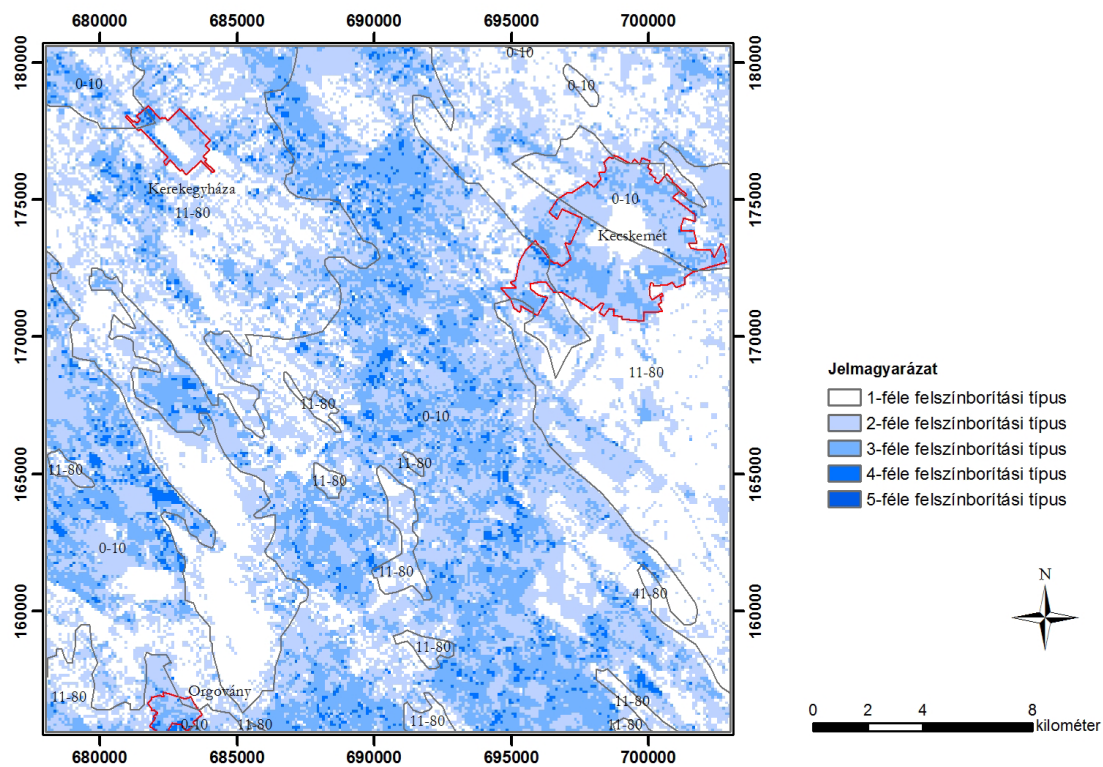
32. ábra. A felszínborítási stabilitás térképe a 19. század vége és a 2009 közötti 5 időszék adatai alapján (cellaméret=100 m)



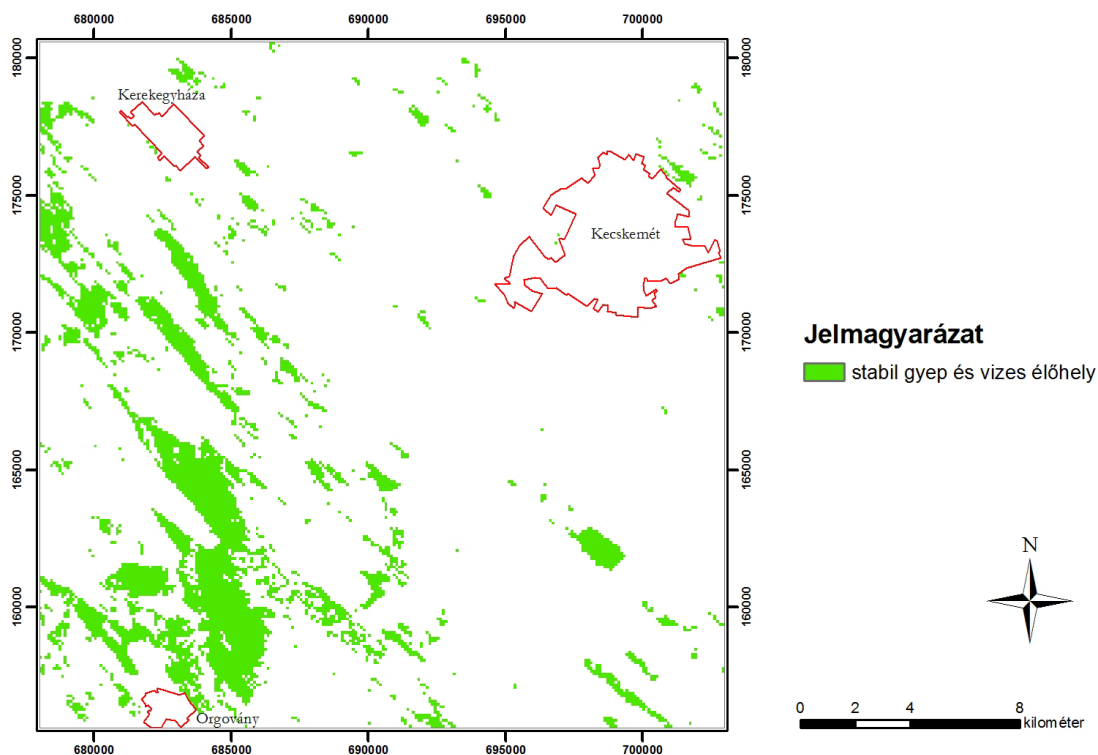
33. ábra. A felszínborítási változatosság térképe a 19. század vége és a 2009 közötti 5 időszék adatai alapján (cellaméret=100 m)



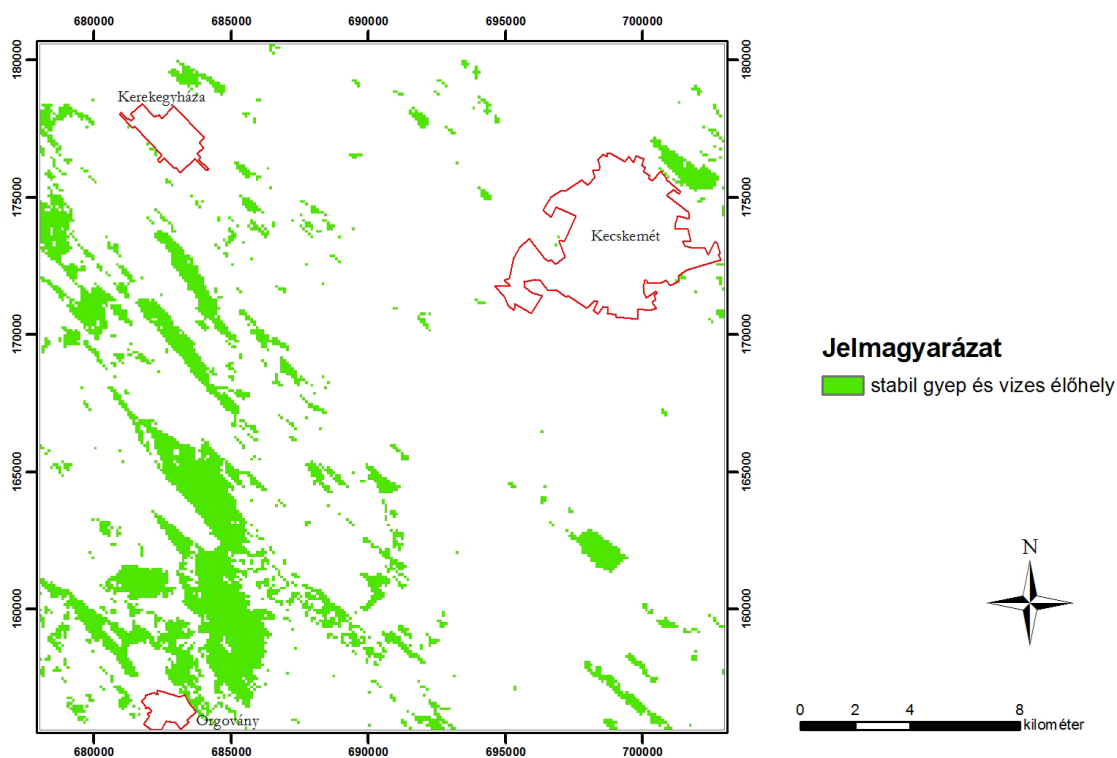
34. ábra. A felszínborítási stabilitás térképének összevetése az azonos *TÉSZ*-osztályba (*TÉSZ*: 0–10, 11–80) eső területekkel (cellaméret=100 m)



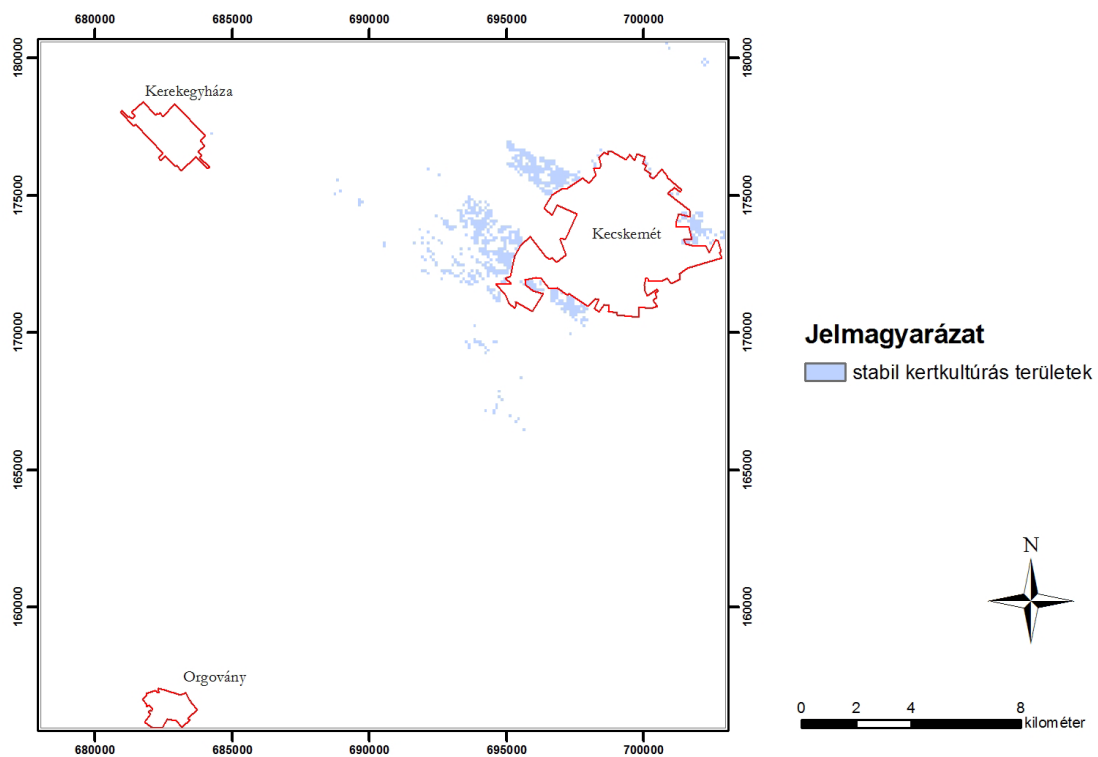
35. ábra. A felszínborítási változatosság térképének összevetése az azonos *TÉSZ*-osztályba (*TÉSZ*: 0–10, 11–80) eső területekkel (cellaméret=100 m)



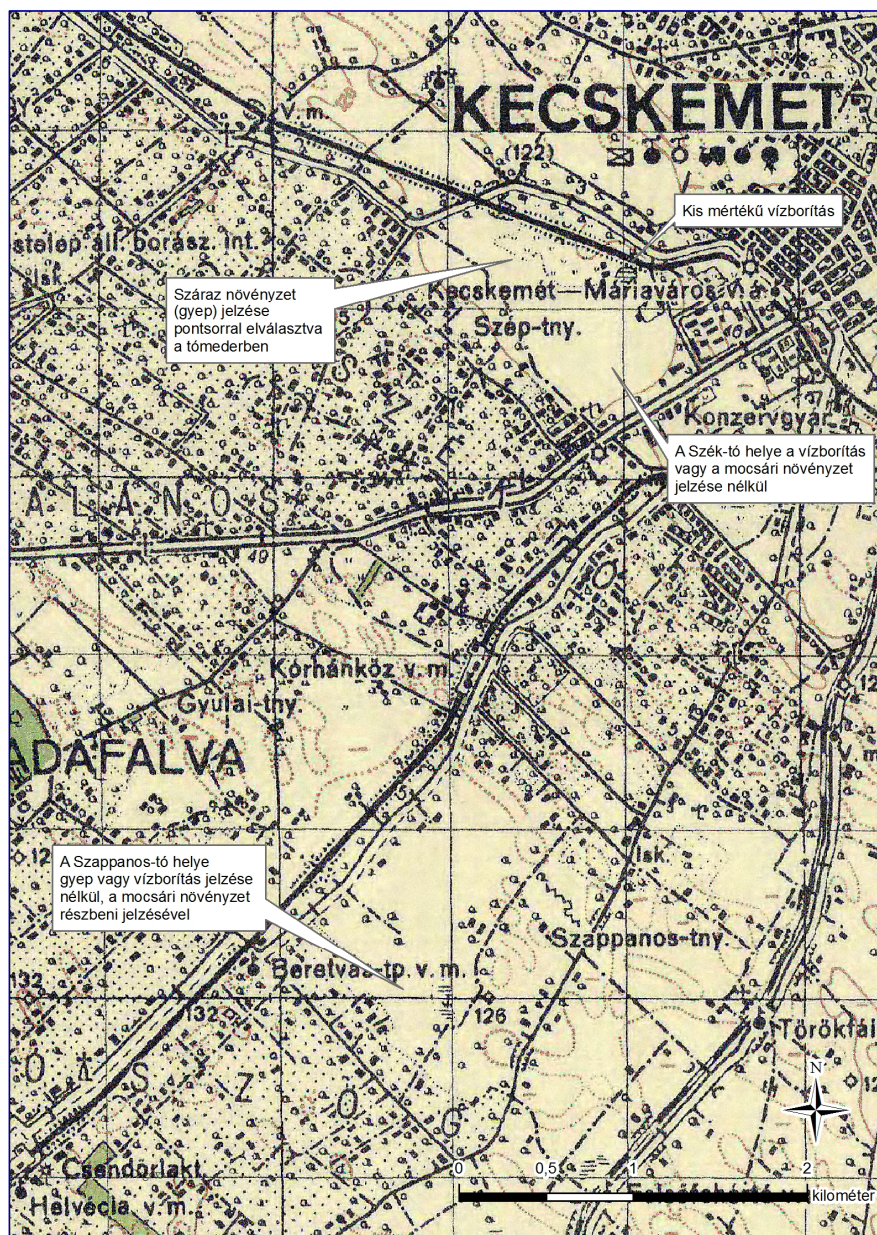
36. ábra. A 19. század végétől számított öt időszék alapján stabilnak minősített gyepek (fátlan és cserjés-ligetes gyepek) és vizes élőhelyek elterjedése (cellaméret=100 m)



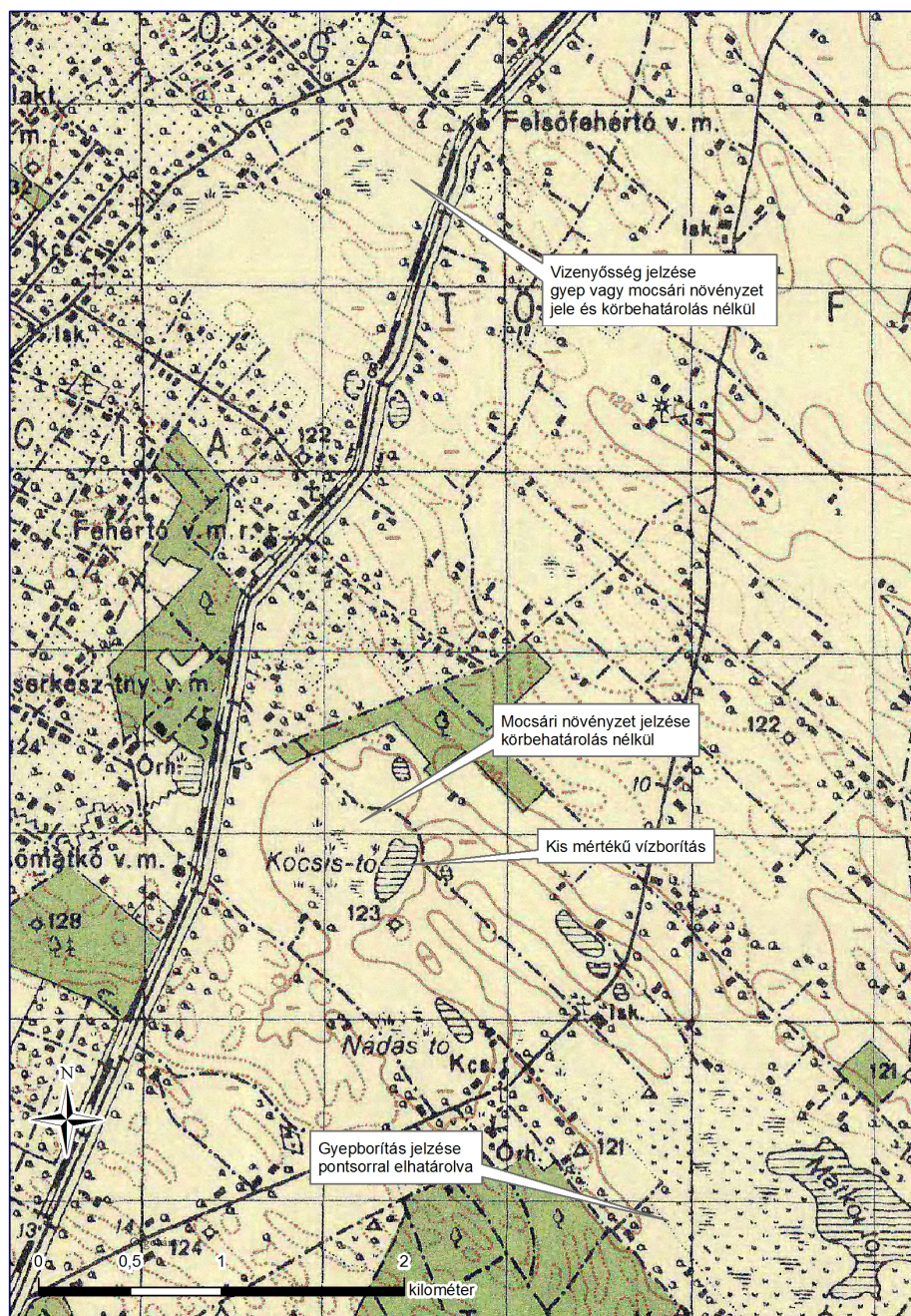
37. ábra. Az 1930-as évektől számított négy időszék alapján stabilnak minősített gyepek (fátlan és cserjés-ligetes gyepek) és vizes élőhelyek elterjedése (cellaméret=100 m)



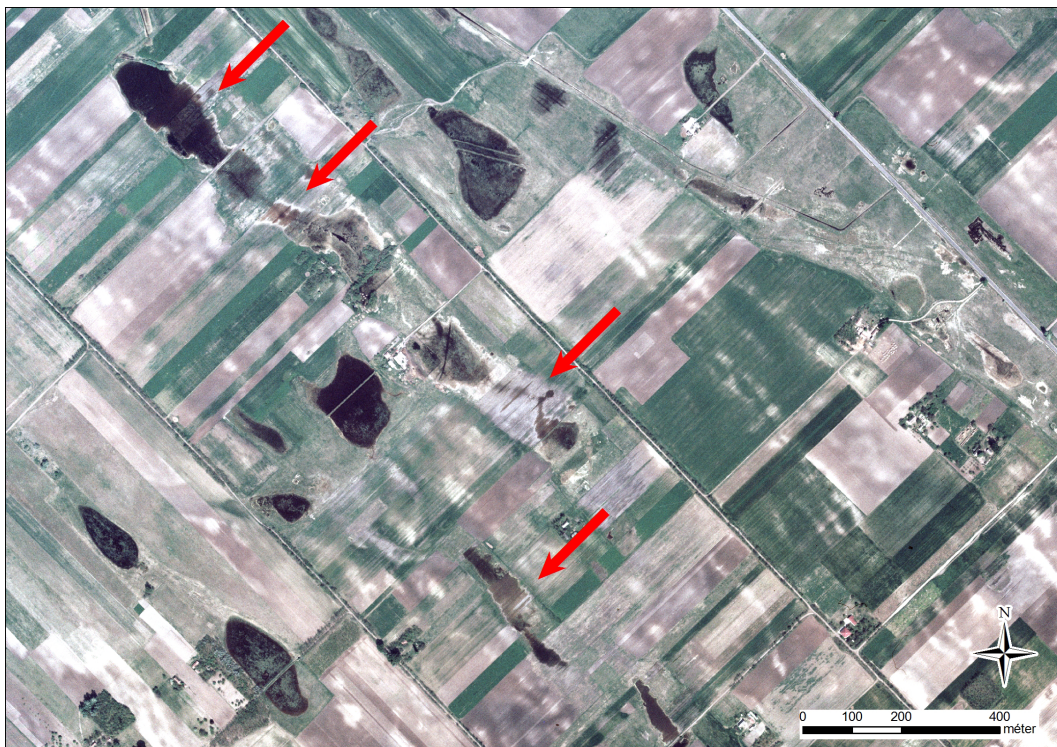
38. ábra. A 19. század végétől számított öt időszak alapján stabilan kertkultúrák területek (cellaméret=100 m)



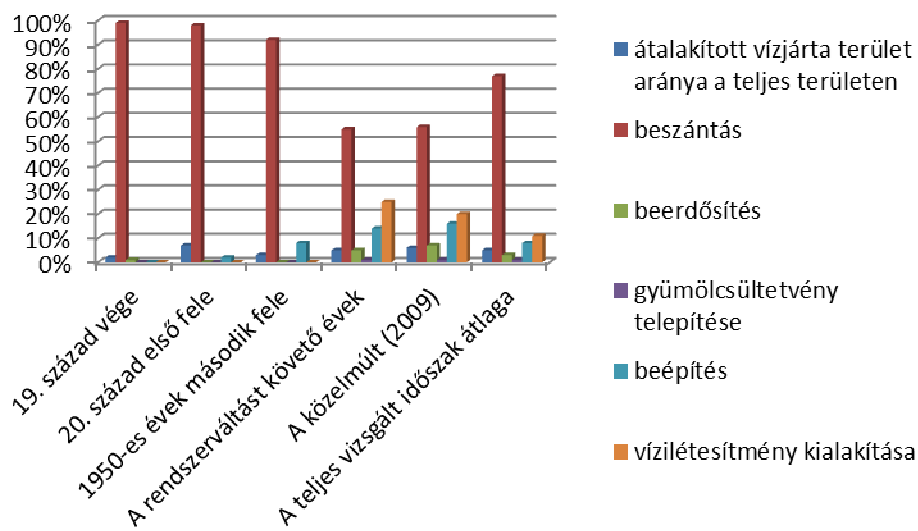
39. ábra. A Szék-tó és a Szappanos-tó környékének ábrázolása az ún. Egységes korszerű csapattérképeken



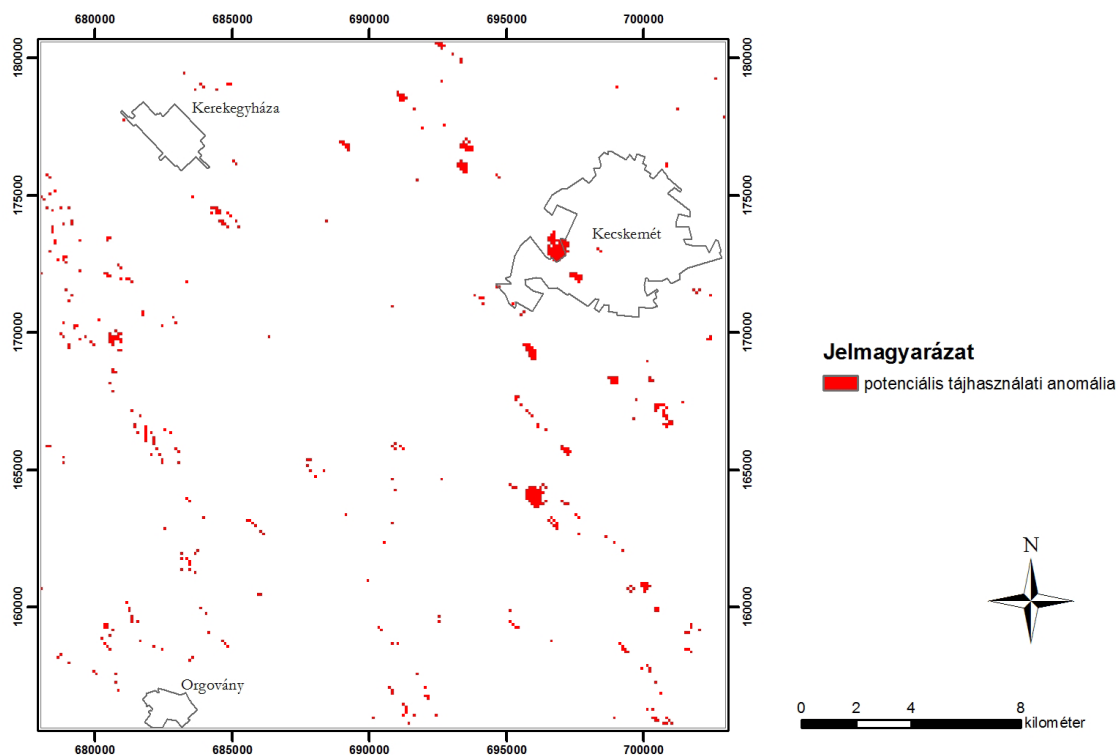
40. ábra. A Fehér-tó, a Kocsis-tó és Nádas-tó környékének ábrázolása az ún. Egységes korszerű csapattérképeken



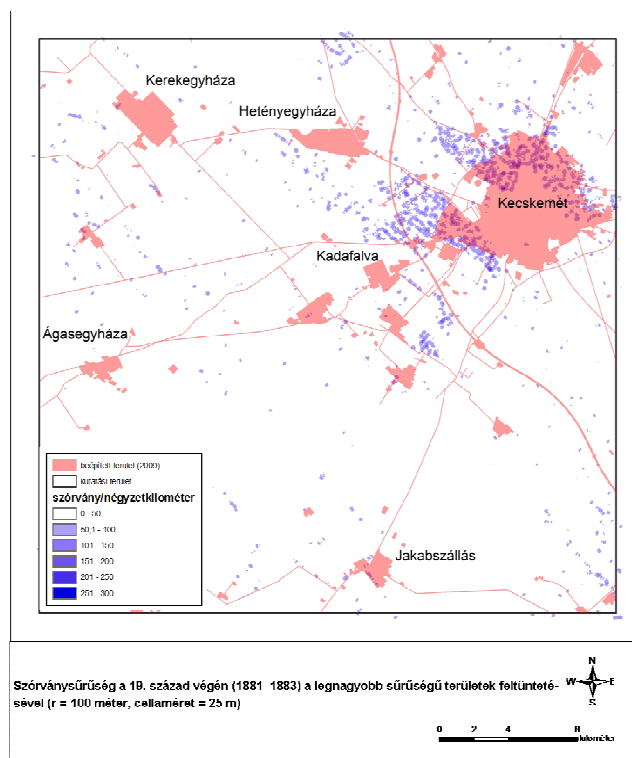
41. ábra. Beszántott vízjárta területek Kerekegyháztól délkeletre, 2000. évi FÖMI ortofotón (a piros nyilak mutatják a beszántások helyét)



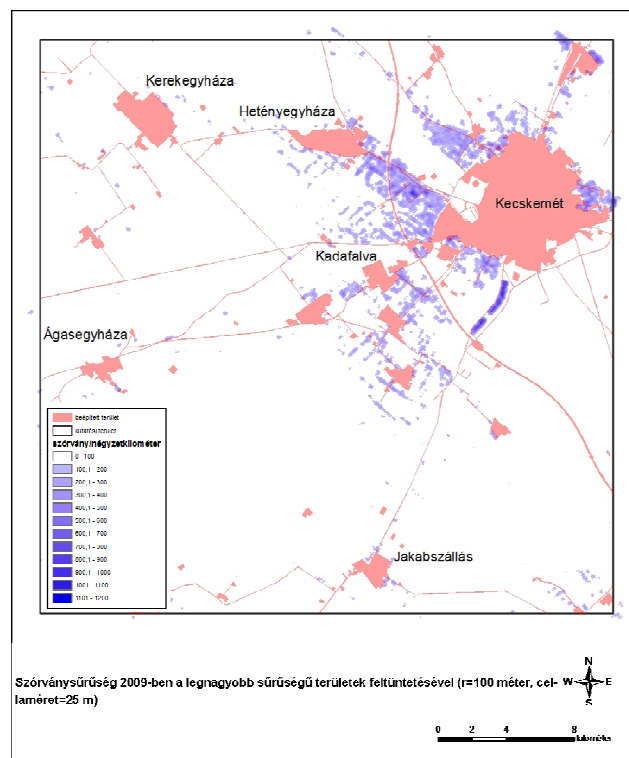
42. ábra. A vízjárta területeket érintő tájátalakítási formák arányai az egyes időszakokban



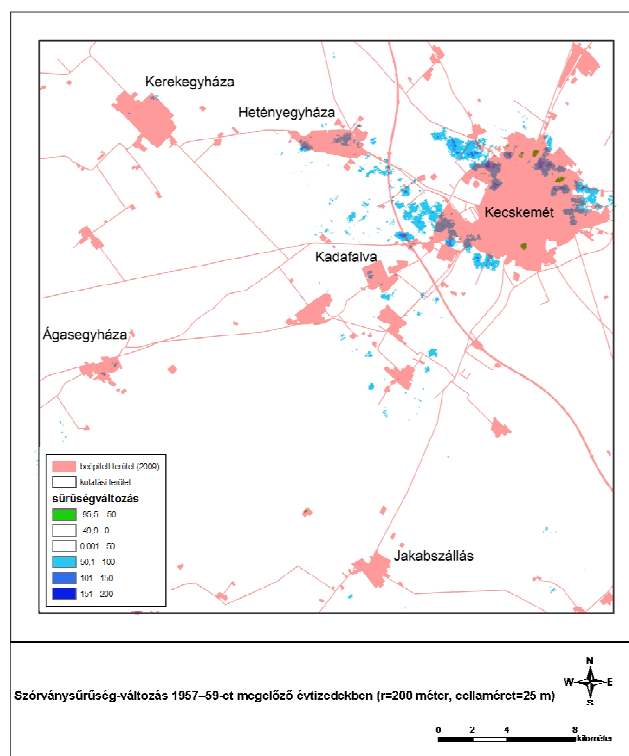
43. ábra. A vízjárta területeket érintő tájhasználati anomáliák összesített (minden időszíkot együtt ábrázoló) eredménytérképe a vizsgálat alá vont cellákkal (cellaméret=100 m)



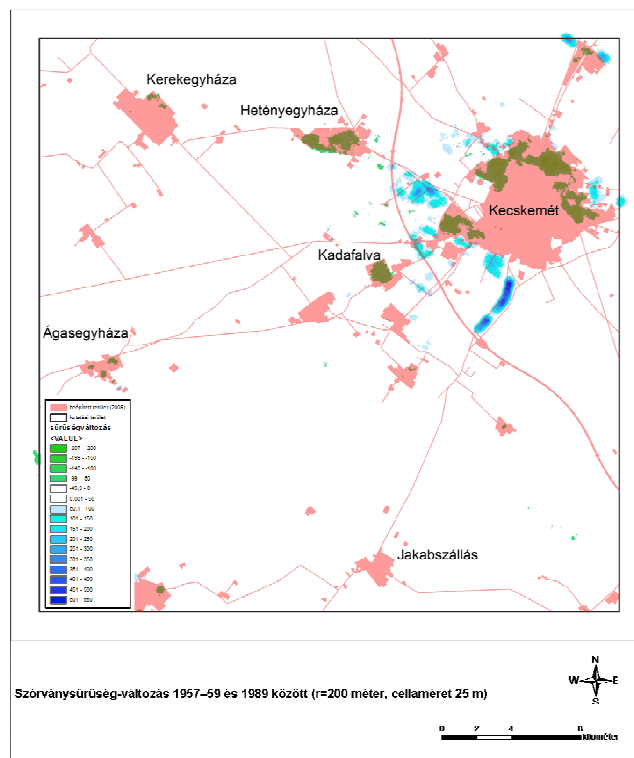
44. ábra. Szórótelepek sűrűsége a 19. század végén



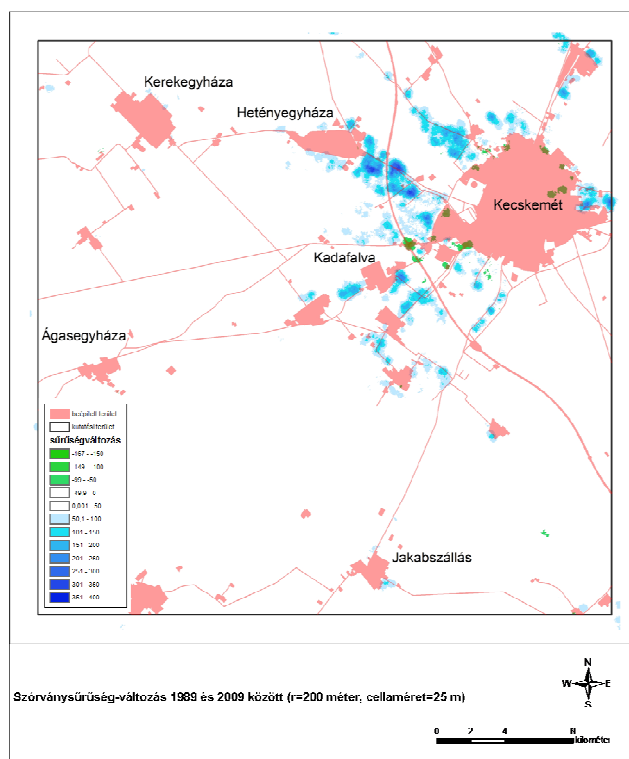
45. ábra. A szórványsűrűség 2009-ben



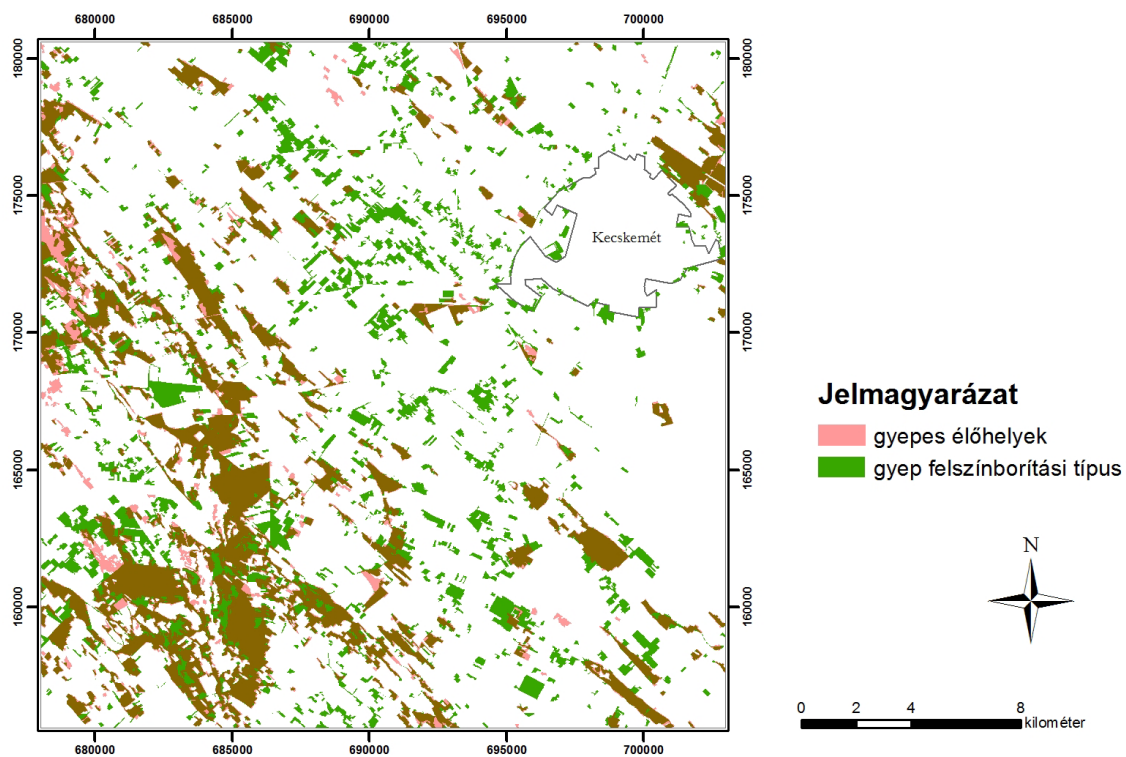
46. ábra. A szórványsűrűség változása az 1930-as évek és 1957-59 között



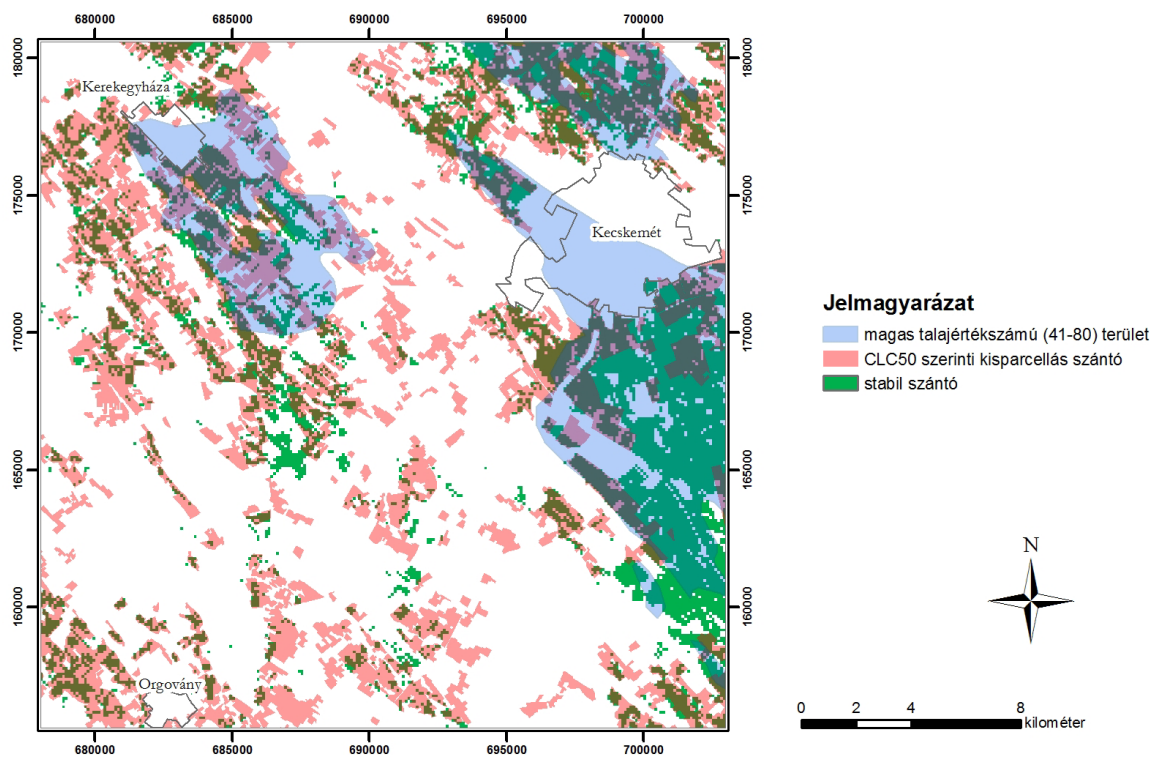
47. ábra. A szórványsűrűség változása 1957–59 és 1989 között



48. ábra. A szórványsűrűség változása 1989 és 2009 között



49. ábra. A 2009-ben gyep felszínborítási típusú területek és a gyepes élőhelyek (nedves gyeppek és szikesek, zárt szárazgyeppek, nyílt homoki gyeppek és cserjések) egybevetése (Megj.: Az átfedések barna színnel jelennek meg.)



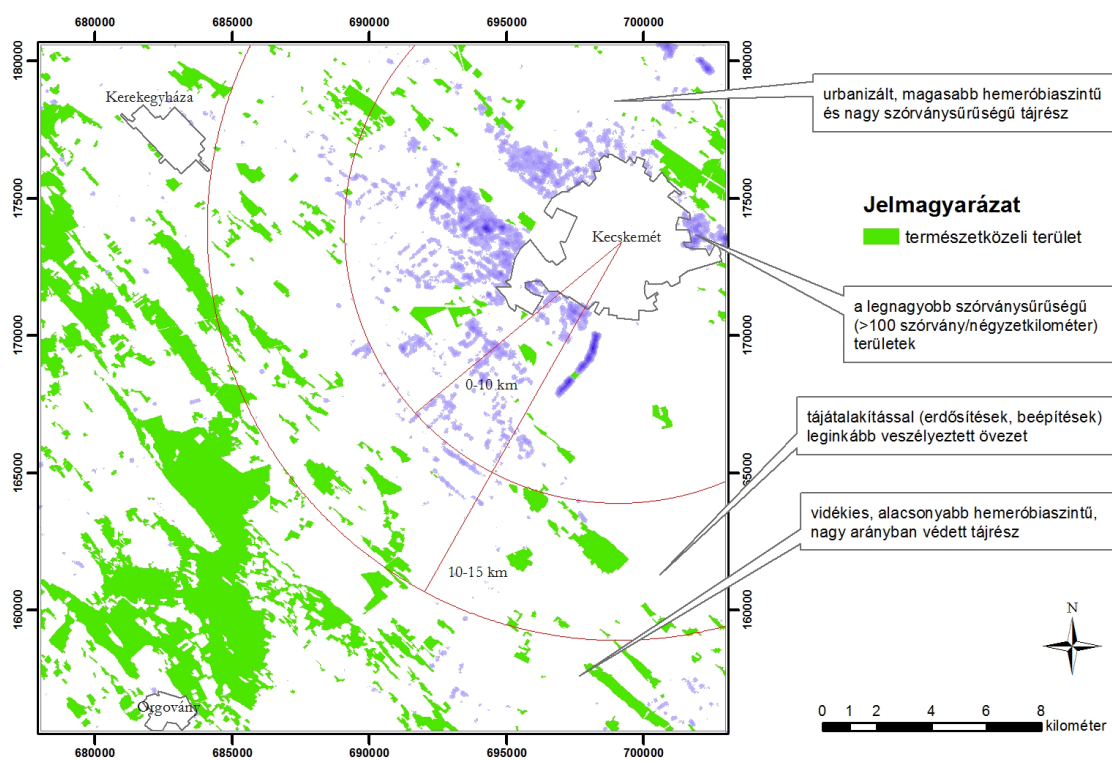
50. ábra. A kisparcellás szántók (CLC50, a stabil felszínborítású szántók és a magas talajértékszámú (TÉSZ: 41-80) területek egybevetése



51. ábra. Részben természetközeli gyepekkel borított és vízjárta terület erdősítése a kutatási területen (Google Earth űrfelvétel-kivágat 2011-ből)



52. ábra. Részben természetközeli gyepekkel borított és vízjárta terület erdősítése a kutatási területen (Google Earth űrfelvétel-kivágat 2017-ből)



53. ábra. A természetközeli területek előfordulása a Kecskeméttől mért távolság függvényében

Mellékletek (Képek)



1–2. kép. Homokbuckás és homokos sík természeti tájtípusok jellemző tájképei



3–4. kép. Lössös sík és szikes lapos természeti tájtípusok jellemző tájképei



5. kép. Réti lapos természeti tájtípus jellemző tájképe



6–7. kép. Vízjárta, szikes talajfelszínt érintő túlszántás és részben felszántott vizes élőhely



8–9. kép. Vízjárta, mocsaras területen épült lakóházak (Kecskemét)